



- ۱..... پاسخ گیاه شبدر به تلقیح باکتری ریزوبیوم تریفولی و قارچ‌های آربسکولار میکوریز در خاک‌های آلوده به کادمیوم
لیلا قاسمی فر - احمد گلچین - فاطمه رخش
- ۱۹..... کارایی روش جایگزینی حجمی در برآورد فرسایش شیاری در شیب‌ها و خاک‌های با بافت مختلف
در منطقه نیمه خشک، استان زنجان
علی رضا واعظی - الهام محمدی - نسرین صادقیان
- ۳۳..... ذخیره کربن آلی و غیر آلی خاک‌های منطقه نیمه خشک ساردوئیه در جنوب کرمان
حمیدرضا رفیعی - اعظم جعفری - احمد حیدری - محمدحادی فرپور - احمد عباس نژاد
- ۴۹..... غلظت عناصر کم مصرف در ارقام گندم نان با روی کارایی متفاوت در شرایط کمبود روی و روی کافی
محسن نیازخانی - بابک عبدالهی مندولکائی - مراد جعفری - میرحسن رسولی صدقیانی
- ۶۷..... تهیه نقشه توزیع مکانی فرسایش آبی و رسوب متاثر از الگوریتم‌های مختلف شیب، توسط مدل
WaTEM/SEDEM در حوضه زوجی شوش
حمزه نیسی - عطاءاله خادم الرسول - هادی عامری خواه
- ۸۳..... بررسی تأثیر باکتری تیوباسیلوس، کود گوگردی و فسفری بر جمعیت باکتری‌های حل کننده فسفات در خاک
علی رضا فلاح نصرت آباد - مریم حبیبی
- ۹۵..... تأثیر آبیاری با آب مغناطیسی شده بر همزیستی بین سویا و ریزوبیوم
اکبر علی وردی - سمیرا کرمی - حسین حمامی
- ۱۰۷..... تعیین شاخص کیفیت فیزیکی خاک‌های با بافت متوسط و سبک در استان خراسان رضوی
مهدی زندگی آبادی - منوچهر گرجی - پیمان کشاورز
- ۱۲۱..... بررسی همدمای جذب روی و مس بر سطح اسید هومیک استخراج شده از خاک
مرجان انوشا - اکبر فرقانی
- ۱۳۷..... بررسی و تفکیک جزیره حرارتی و گرمایش جهانی در دشت مشهد
حسین بندگان - محمد موسوی بایگی - یژن قهرمان

Contents

- The Response of Berseem Clover to Inoculation of *Rhizobium trifolii* and Arbuscular Mycorrhizal Fungi in Cadmium Contaminated Soils 18
L. Qasemifar- A. Golchin - F. Rakhsh
- Efficiency of the Volumetric Replacement Method in Estimating Rill Erosion under Different Slopes and Soil Textures in Semi-Arid Region, Zanjan Province 32
A.R. Vaezi- E. Mohammadi- N. Sadeghian
- Organic and Inorganic Carbon Storage in the Soils of Sardooeyeh Semi-arid Region in South of Kerman 48
H.R. Rafiei - A. Jafari- A. Heidari- M.H. Farpoor- A. Abbasnejad
- Micronutrients Concentrations in Bread Wheat Cultivars with Different Zn-Efficiency under Zn Deficient and Zn Sufficient Conditions 65
M. Niazkhani - B. Abdollahi Mandoulakani- M. Jafari- M.H. Rasouli-Sadaghiani
- Mapping of Water Erosion and Deposition Affected by Different LS Algorithms Using WaTEM/SEDEM Model..... 82
H. Neisi - A. Khademalrasoul- H. Amerikhah
- Effect of *Thiobacillus*, Sulfur and Phosphorus on Population of Phosphate Solubilizing Bacteria in Soil 93
A.R. Fallah Nosratabad - M. Habibi
- The Effect of Irrigation with Magnetized Water on the Symbiosis Between Soybean and *Rhizobium*..... 106
A. Aliverdi - S. Karami- H. Hamami
- Determination of Soil Physical Quality Index in Medium to Coarse-textured Soils of Khorasan-Razavi Province..... 119
M. Zangiabadi - M. Gorji - P. Keshavarz
- Study of Adsorption Isotherm of Copper and Zinc on Humic Acid Extracted from Soil 136
M. Anoosha - A. Forghani
- Evaluation and Separation between Urban Heat Island and Global Warming in Mashhad Region..... 151
H. Bondar - M. Mousavi Baygi-B. Ghahraman

آب و خاک

(علوم و صنایع کشاورزی)

با شماره پروانه 21/2015 مورخه 1368/4/11 و درجه علمی - پژوهشی شماره 26524 تاریخ 1373/10/19 از

وزارت علوم، تحقیقات و فناوری

جلد 35 شماره 1 فروردین - اردیبهشت سال 1400

بر اساس مصوبه وزارت عتف از سال 1398، کلیه نشریات دارای درجه "علمی-پژوهشی" به نشریه "علمی" تغییر نام یافتند.

صاحب امتیاز: دانشگاه فردوسی مشهد

مدیر مسئول:

رضا ولی زاده

سر دبیر:

امیر فتوت

اعضای هیئت تحریریه:

استاد - تغذیه نشخوارکنندگان (دانشگاه فردوسی مشهد)

استاد - علوم خاک (دانشگاه فردوسی مشهد)

استاد - علوم خاک (دانشگاه تبریز)

استادیار - آبیاری (دانشگاه اوکلاهما، آمریکا)

دانشیار - علوم خاک (دانشگاه فردوسی مشهد)

استاد - علوم خاک (دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان)

استاد - آبیاری و زهکشی (دانشگاه فردوسی مشهد)

استاد - علوم خاک (دانشگاه فردوسی مشهد)

استاد - خاکشناسی (دانشگاه گریفیت، استرالیا)

دانشیار - هواشناسی کشاورزی (دانشگاه آزاد اسلامی، واحد علوم و تحقیقات تهران)

استاد - علوم خاک (دانشگاه فردوسی مشهد)

استاد - آبیاری و زهکشی (دانشگاه تهران)

استاد - آبیاری و مهندسی عمران (دانشگاه فردوسی مشهد)

استاد - هواشناسی کشاورزی (دانشگاه فردوسی مشهد)

اوستان، شاهین

تقوایان، صالح

خراسانی، رضا

خرمالی، فرهاد

علیزاده، امین

فتوت، امیر

قدیری، حسین

کمالی، غلامعلی

لکزیان، امیر

لیاقت، عبدالمجید

مساعدی، ابوالفضل

موسوی بایگی، محمد

ناشر: انتشارات دانشگاه فردوسی مشهد

نشانی: دانشگاه فردوسی مشهد - دانشکده کشاورزی - ص.پ. 91775-1163 - دبیرخانه نشریات علمی - نشریه آب و خاک

این نشریه در پایگاههای زیر نمایه شده است:

پایگاه استنادی علوم ایران (ISC) پایگاه اطلاعات علمی جهاد دانشگاهی (SID) بانک اطلاعات نشریات کشور (MAGIRAN)

پست الکترونیکی: jswa3@um.ac.ir

مقاله های این شماره در سایت <http://jm.um.ac.ir> به صورت کامل نمایه شده است.

این نشریه به صورت دو ماهانه (شش شماره در سال) منتشر می شود.

بِسْمِ اللَّهِ الرَّحْمَنِ الرَّحِيمِ

مندرجات

- 1 پاسخ گیاه شبدر به تلقیح باکتری ریزوبیوم تریفولی و قارچ‌های آربسکولار میکوریز در خاک‌های آلوده به کادمیوم
لیلا قاسمی فر - احمد گلچین - فاطمه رخش
- 19 کارایی روش جایگزینی حجمی در برآورد فرسایش شیب‌ها و خاک‌های با بافت مختلف در منطقه نیمه‌خشک، استان زنجان
علی رضا واعظی - الهام محمدی - نسرين صادقیان
- 33 ذخیره کربن آلی و غیر آلی خاک‌های منطقه نیمه‌خشک ساردوئیه در جنوب کرمان
حمیدرضا رفیعی - اعظم جعفری - احمد حیدری - محمدهادی فرپور - احمد عباس‌نژاد
- 49 غلظت عناصر کم‌مصرف در ارقام گندم نان با روی کارایی متفاوت در شرایط کمبود روی و روی کافی
محسن نیازخانی - بابک عبدالهی مندولکانی - مراد جعفری - میرحسن رسولی صدقیانی
- 67 تهیه نقشه توزیع مکانی فرسایش آبی و رسوب متاثر از الگوریتم‌های مختلف شیب، توسط مدل WaTEM/SEDEM در حوضه‌ی زوجی شوش
حمزه نیسی - عطااله خادم الرسول - هادی عامری خواه
- 83 بررسی تأثیر باکتری تیوباسیلوس، کود گوگردی و فسفری بر جمعیت باکتری‌های حل‌کننده فسفات در خاک
علی رضا فلاح نصرت آباد - مریم حبیبی
- 95 تأثیر آبیاری با آب مغناطیسی شده بر همزیستی بین سویا و ریزوبیوم
اکبر علی‌وردی - سمیرا کرمی - حسین حمامی
- 107 تعیین شاخص کیفیت فیزیکی خاک‌های با بافت متوسط و سبک در استان خراسان رضوی
مهدی زنگی آبادی - منوچهر گرجی - پیمان کشاورز
- 121 بررسی همدمای جذب روی و مس بر سطح اسید هومیک استخراج شده از خاک
مرجان انوشا - اکبر فرقانی
- 137 بررسی و تفکیک جزیره حرارتی و گرمایش جهانی در دشت مشهد
حسین بندار - محمد موسوی بایگی - بیژن قهرمان



مقاله پژوهشی

پاسخ گیاه شبدر به تلقیح باکتری ریزوبیوم تریفولی و قارچ‌های آربسکولار میکوریز در خاک‌های آلوده به کادمیم

لیلا قاسمی فر^۱ - احمد گلچین^{۲*} - فاطمه رخس^۳

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۰۱/۲۶

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۰۹/۰۹

چکیده

به منظور بررسی پاسخ گیاه شبدر برسیم به تلقیح باکتری ریزوبیوم تریفولی و قارچ‌های آربسکولار میکوریز در خاک‌های آلوده به کادمیم، آزمایشی به صورت فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی با ۳ تکرار اجرا گردید. فاکتورهای مورد بررسی شامل سطوح مختلف آلودگی خاک به کادمیم (صفر، ۱۰، ۲۵، ۵۰ و ۱۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم خاک) و تلقیح با میکروارگانیسم شامل قارچ‌های آربسکولار میکوریز گونه‌های گلوموس موسه^۱ و گلوموس اینتر/ادیسز و باکتری ریزوبیوم تریفولی بودند. نتایج آزمایش نشان داد که تأثیر کادمیم بر وزن تر بخش هوایی و ریشه و غلظت آهن، روی و کادمیم بخش هوایی و ریشه گیاه شبدر برسیم در سطح احتمال یک درصد معنی دار شد. با افزایش غلظت کادمیم در خاک، وزن تر بخش هوایی و ریشه و غلظت آهن و روی کاهش یافتند؛ اما بیشترین غلظت کادمیم بخش هوایی و ریشه و جذب کادمیم زیست‌توده گیاه مربوط به تیمار ۱۰۰ میلی گرم کادمیم بر کیلوگرم خاک بود. همچنین نتایج نشان داد که تأثیر تلقیح با قارچ‌های آربسکولار میکوریز و باکتری ریزوبیوم تریفولی بر صفات اندازه‌گیری شده در سطح احتمال ۱ درصد معنی دار شد. بیشترین وزن تر بخش هوایی و ریشه و غلظت عناصر کم مصرف نیز در اثر تلقیح مشترک قارچ میکوریز گلوموس موسه^۱ و باکتری ریزوبیوم تریفولی (MT) مشاهده شدند. با توجه به نتایج اثرات متقابل آزمایش می‌توان بیان کرد که، با افزایش کادمیم در خاک عملکرد گیاه شبدر کاهش یافت ولی استفاده از تلقیح مشترک قارچ میکوریز گلوموس موسه^۱ و باکتری ریزوبیوم تریفولی (MT) موجب بهبود و حفظ عملکرد گیاه شبدر در خاک‌های آلوده به کادمیم شد. در نتیجه برای کشت شبدر در خاک‌های آلوده به کادمیم می‌توان از این تلقیح مشترک (MT) برای بهبود عملکرد استفاده کرد.

واژه‌های کلیدی: آلودگی، گلوموس موسه^۱، گلوموس اینتر/ادیسز، فلز سنگین، میکروارگانیسم

مقدمه

وجود می‌آید بستگی دارد؛ اما سایر منابع ورودی از قبیل فعالیت‌های انسانی نیز منجر به افزایش غلظت این عناصر در خاک می‌شود (۲۵). تحقیقات محققان مختلف حاکی از آن است که دود آگزوز خودروها، سایش لاستیک وسایل نقلیه، زباله‌های شهری و دود کارخانه‌ها و فعالیت‌های معدن کاوی مهم‌ترین منابع احتمالی آلودگی خاک به فلزات سنگین محسوب می‌شوند (۲۱ و ۲۸). در میان فلزات سنگین، کادمیم دارای اهمیت ویژه‌ای است، زیرا ریشه اغلب گیاهان آن را جذب می‌نمایند. سمیت کادمیم برای گیاهان تا ۲۰ برابر سایر فلزات سنگین می‌باشد (۲۳). کادمیم به سهولت توسط گیاهان جذب می‌شود، اما حساسیت گیاهان مختلف به غلظت بالای آن متفاوت است (۱۲). اگرچه کادمیم یک عنصر غیرضروری در فعالیت‌های متابولیکی گیاهان است، اما این عنصر به صورت یون توسط سیستم‌های ریشه‌ای و برگ‌ی جذب گیاه می‌گردد و به مقدار قابل ملاحظه‌ای در بافت‌های موجودات زنده ذخیره می‌گردد. بین کادمیم بافت‌های گیاهی و کادمیم موجود در محیط رشد گیاه یک رابطه خطی وجود دارد. با این وجود عوامل متعددی در خاک و گیاه بر جذب کادمیم توسط گیاه اثر می‌گذارند. از جمله این پارامترها

رشد سریع فعالیت‌های انسانی موجب انتشار آلاینده‌های زیست‌محیطی در سراسر جهان شده است. فلزات سنگین از جمله آلاینده‌های غیرزیستی هستند که از مسیرهای مختلفی مانند فرسایش و هوازدگی سنگ مادری، فعالیت‌های صنعتی و کشاورزی، دود آگزوز خودروها، فاضلاب و نشست‌های جوی وارد اکوسیستم‌های آبی و خشکی می‌شوند (۳۴). فلزات سنگین به دلیل سمیت، مقاومت در برابر تجزیه و قابلیت تجمع زیستی تهدید جدی برای سلامت انسان و سیستم‌های اکولوژیکی محسوب می‌شوند. فلزات سنگین در فرایندهای طبیعی تجزیه و تخریب نمی‌شوند، بنابراین تمایل به تجمع در رسوبات یا بدن موجودات زنده را دارند. غلظت فلزات سنگین در خاک در درجه اول به نوع و ترکیب شیمیایی ماده مادری که از آن به

۱، ۲ و ۳- به ترتیب دانش آموخته کارشناسی ارشد، استاد و دانش آموخته دکتری گروه علوم خاک، دانشگاه زنجان

(*)- نویسنده مسئول: (Email: agolchin2011@yahoo.com)

DOI: 10.22067/jsw.2021.14772.0

ریزجانداران، استفاده می‌کنند که در کشور ما در این زمینه تحقیقات ناچیزی صورت گرفته است. در همین راستا و با توجه به نقش سودمند میکروارگانیسم‌ها در رشد و نمو گیاه و کاهش تنش‌های محیطی، این تحقیق به منظور بررسی پاسخ گیاه شبدر برسیم به تلقیح باکتری ریزوبیوم تریفولی و قارچ‌های آربسکولار میکوریز در خاک‌های آلوده به کادمیم صورت گرفت.

مواد و روش‌ها

به منظور بررسی پاسخ گیاه شبدر برسیم به تلقیح مشترک و جداگانه باکتری ریزوبیوم تریفولی و قارچ‌های آربسکولار میکوریز در خاک‌های آلوده به کادمیم بر وزن تر بخش هوایی و ریشه و غلظت عناصر غذایی آهن، روی و کادمیم در گیاه شبدر یک آزمایش فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی، در گلخانه دانشکده کشاورزی دانشگاه زنجان اجرا گردید. فاکتورهای مورد بررسی شامل سطوح مختلف آلودگی خاک به کادمیم (صفر، ۱۰، ۲۵، ۵۰ و ۱۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم خاک) بود که از منبع سولفات کادمیم تأمین و مصرف شدند. میکروارگانیسم‌های مورد استفاده در خاک شامل قارچ میکوریز *گلوبوس موسه‌آ* و *گلوبوس اینترادیسز* و باکتری ریزوبیوم تریفولی بودند که هم به صورت جداگانه و هم به صورت مخلوط با یکدیگر مورد استفاده قرار گرفتند. بنابراین تیمارها شامل تیمار بدون تلقیح (B)، تلقیح با قارچ *گلوبوس موسه‌آ* (M)، تلقیح با قارچ *گلوبوس اینترادیسز* (I)، قارچ *گلوبوس موسه‌آ* + باکتری ریزوبیوم تریفولی (MT)، قارچ *گلوبوس اینترادیسز* + باکتری ریزوبیوم تریفولی (IT)، تلقیح با باکتری ریزوبیوم تریفولی (T)، تلقیح با قارچ‌های *گلوبوس موسه‌آ* + *گلوبوس اینترادیسز* (MI) و تلقیح با قارچ‌های *گلوبوس موسه‌آ* + *گلوبوس اینترادیسز* + باکتری ریزوبیوم تریفولی (MIT) بود، بنابراین تعداد تیمارهای آزمایشی ۴۰ عدد است که با لحاظ کردن ۳ تکرار در مجموع ۱۲۰ واحد آزمایشی وجود داشت. خاک مورد استفاده در پژوهش از مزرعه تحقیقاتی دانشگاه زنجان و از عمق صفر تا ۳۰ سانتی متری تهیه گردید، سپس خاک از الک ۲ میلی متری عبور داده شد. خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک مورد استفاده با روش‌های رایج و توصیه شده اندازه‌گیری و برای انجام تحقیق انتخاب گردید. بعد از تجزیه کامل و مشخص شدن خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک (جدول ۱) به میزان ۵ کیلوگرم خاک برای هر گلدان توزین و سپس اقدام به آلوده کردن با سطوح مختلف کادمیم شد.

بذر گیاه از شرکت پاکان بذر اصفهان، زاد مایه باکتری ریزوبیوم تریفولی از مرکز تحقیقات خاک و آب تهران و قارچ‌های *گلوبوس موسه‌آ* و *گلوبوس اینترادیسز* نیز از شرکت زیست فناوری توران شاهرود تهیه گردید. مقدار مصرف زادمایه قارچی ۵۰ گرم در هر جعبه بود که به طور یکنواخت در عمق ۵ سانتی متری از سطح خاک پخش گردید و روی آن مقدار کافی خاک ریخته شد، به طوری که زادمایه

می‌توان به ترشحات ریشه‌ای برای کلات کردن فلز، غلظت فلز، pH خاک، مقدار ماده آلی خاک، بافت خاک، جرم مخصوص ظاهری، مقدار رطوبت و غلظت سایر عناصر محلول اشاره کرد (۱۹).

باکتری‌های محرک رشد در پالایش و تصفیه آلودگی‌های ریزوسفر نقش دارند (۲۲). استفاده از ریزوباکتری‌های محرک رشد گیاه به منظور پالایش زیستی و یا بهبود کارایی سایر روش‌های زیست‌پالایی خاک‌های آلوده به فلزات سنگین، دستاوردهای شگرفی از قبیل سازگاری با محیط زیست، هزینه اندک در مقایسه با روش‌های فیزیکی و شیمیایی پالایش خاک‌های آلوده به فلز، بهبود حاصلخیزی خاک، افزایش تنوع زیستی و غیره را به دنبال داشته است. ریزوباکتری‌های محرک رشد به دلیل متحمل بودن نسبت به فلزات سنگین قادر به جذب آلاینده‌های فلزی و همچنین احیای فلزات به فرم‌هایی با سمیت کم تر می‌باشند و بدین طریق موجب پالایش یا تثبیت آن‌ها می‌شوند. علاوه بر این ریزوباکتری‌های محرک رشد گیاه از طریق مکانیسم‌های مختلفی نظیر تثبیت نیتروژن اتمسفری، انحلال فسفات، ترشح سیدروفورهای کلات کننده آهن، تولید هورمون‌های محرک رشد مانند اکسین و جیبرلین و جلوگیری از سنتز بیش از حد اتیلن به واسطه تولید آنزیم ACC-دآمیناز، می‌توانند رشد گیاه را در خاک‌های آلوده به فلزات سنگین بهبود بخشیده و بدین ترتیب سبب افزایش کارایی فرآیند گیاه‌پالایی شوند (۲۹). استفاده از قارچ‌های میکوریز یکی از روش‌های بیولوژیکی پالایش خاک‌های آلوده به فلزات سنگین می‌باشد (۲). قارچ‌های میکوریز آربسکولار باعث افزایش رشد گیاه و کاهش جذب فلزات سنگین در خاک‌های آلوده به این فلزات، توسط گیاه می‌گردد. در واقع این قارچ‌ها به دلیل تجمع فلزات سنگین در هیف‌ها و میسلیوم‌های خود باعث کاهش فرم قابل جذب این عناصر در ریزوسفر گیاه می‌شوند که این امر منجر به کاهش جذب فلزات سنگین توسط گیاه می‌گردد (۱۴).

قارچ‌های میکوریز آربسکولار تحمل گیاهان به آلودگی عناصر سنگین افزایش می‌دهند و مکانیسم اصلی افزایش تحمل گیاه، اتصال هیف قارچ به فلزات سنگین در ریزوسفر گیاه می‌باشد (۴۵). فلزات سنگین در داخل یا نزدیک ریشه گیاه غیرمتحرک شده و انتقال آن‌ها به ساقه کاهش می‌یابد (۴۱). در سراسر جهان تحقیقات متعددی بر روی آلودگی خاک‌ها و گیاهان به فلزات سنگین به ویژه از طریق آبیاری با فاضلاب‌های شهری و صنعتی و یا مصرف لجن فاضلاب در مزارع انجام گرفته است. سیستم‌های زیست‌محیطی ظرفیت محدودی برای جذب آلاینده‌های ورودی دارند و اگر تجمع مداوم آلاینده‌ها صورت گیرد توانایی خاک به عنوان محیط پذیرنده کاهش یافته یا به طور کلی از بین می‌رود. انتقال این عناصر از خاک به محصولات کشاورزی و دامی سبب ورود این عناصر به چرخه غذایی انسان و دام می‌گردد. امروزه برای حل معضل اثرات سمی فلزات سنگین در خاک از روش‌های بیولوژیک مانند گیاه‌پالایی و همزیستی ریشه گیاهان با

به‌میزان ۷۳/۴۲ و ۳۸/۱۶ گرم در گلدان به دست آمدند. همچنین بیشترین و کمترین وزن تر ریشه گیاه شبدر برسیم در تیمار شاهد و ۱۰۰ میلی گرم کادمیم بر کیلوگرم خاک به‌ترتیب به‌میزان ۶۱/۲۲ و ۳۰/۴۲ گرم در گلدان اندازه‌گیری شدند (شکل ۱). با افزایش سطح کادمیم در خاک از ارتفاع گیاه و تعداد بوته کاسته شد. بیشترین ارتفاع گیاه و تعداد بوته در گلدان در تیمار شاهد (بدون کاربرد کادمیم) به‌ترتیب به‌میزان ۳۹/۵۰ سانتی‌متر و ۳۲۳/۸۷ عدد در گلدان به‌دست آمدند (شکل‌های ۲ و ۳). شیرازی و همکاران (۳۶) گزارش کردند با افزایش سطح کادمیم، میانگین وزن تر شاخساره ارقام برنج نسبت به شاهد به‌طور معنی‌داری کاهش یافت. آلودگی خاک به‌وسیله کادمیم سبب کاهش وزن تر بخش‌های هوایی و ریشه، ارتفاع و تعداد گیاه شبدر برسیم شد. از آنجا که کادمیم به‌عنوان یک عنصر سمی برای گیاه در نظر گرفته می‌شود کاهش رشد گیاه در نتیجه سمیت کادمیم دور از انتظار نیست. کاباتا-پندیاس (۱۸) بیان کرد که سمیت کادمیم به‌طور کلی شامل اختلال در متابولیسم عناصر کم‌مصرف، نسبت دی‌اکسید کربن و تعرق، کاهش مقاومت در مقابل بیماری‌ها، کاهش جذب عناصر غذایی توسط گیاه، کاهش تعرق، کاهش راندمان آب مصرفی، مانع از فتوسنتز و کاهش نفوذپذیری دیواره سلولی در نتیجه افزایش ضخامت لایه اپیدرم می‌باشد. والاس و والاس (۴۰) سطوح کادمیم خاک را بر رشد و ترکیب شیمیایی گیاه ذرت مطالعه کردند و بیان داشتند که در غلظت ۶۰۰ میلی گرم کادمیم بر کیلوگرم در خاک‌های غیر آهکی گیاه ذرت از بین رفت. کاهش وزن بخش هوایی، ارتفاع گیاه و افزایش غلظت کادمیم ذرت بعد از ۲۴ روز تا ۱۱۰۰ و ۲۶۱ میلی گرم بر کیلوگرم (به‌ترتیب در خاک غیر آهکی و آهکی) بود. پگی و همکاران (۳۰) گزارش کردند که افزایش غلظت کادمیم بیش از ۲۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم سبب کاهش میزان ماده خشک گیاهی در دو گیاه ذرت و کاهو گردید.

تاجی و گلچین (۳۷) طی تحقیقی تأثیر سطوح مختلف کادمیم و گوگرد را بر عملکرد، غلظت کادمیم و عناصر میکرو ذرت تحت شرایط گلخانه‌ای بررسی و بیان کردند که با افزایش سطوح کادمیم در خاک، غلظت کادمیم در بخش هوایی و ریشه گیاه ذرت افزایش، ولی وزن تر و خشک گیاه کاهش یافته است، کاربرد گوگرد و کادمیم باعث افزایش غلظت کادمیم و همچنین کاهش غلظت عناصری مثل آهن، روی، مس و منگنز در گیاه شد. بررسی اثر غلظت‌های مختلف کادمیم بر ارقام ماش نشان داد که با افزایش مقدار کادمیم، وزن تر و خشک گیاه در همه ارقام کاهش یافت اما واکنش ارقام در کاهش وزن متفاوت بود (۱۴). نتایج محققین نشان می‌دهد که کاهش رشد بخش هوایی در نتیجه تأثیر کادمیم می‌تواند به علت کاهش میزان کلروفیل و فعالیت فتوسنتز نوع اول که در اثر تنش عناصر سنگین القا می‌شود، ایجاد گردد (۳۵).

قارچی در عمق ۱ سانتی‌متری زیر بذرها قرار گرفت. برای تیمارهای دارای مایه‌زنی مشترک هر دو گونه قارچی از مقدار ۲۵ گرم از هر گونه استفاده شد (۱)، لازم به ذکر است که برای تیمارهای شاهد به‌منظور یکسان کردن شرایط کشت به میزان ۵۰ گرم زامایه قارچی استریل شده استفاده گردید. برای استریل کردن قارچ، نمونه قارچ مورد نظر به مدت ۴۰ دقیقه در دمای ۱۲۰ درجه سانتی‌گراد در اتوکلاو (مدل Zirbus LTA400) برای از بین بردن ریزجانداران قرار گرفت (۱ و ۱۵). بذر شبدر برسیم قبل از کاشت با باکتری ریزوبیوم تریفولی آغشته گردید. برای این منظور بذرها به مدت ۱۰ دقیقه در محلول هیپوکلرید سدیم ۵ درصد قرار گرفتند و بلافاصله چندین بار با آب مقطر شسته شدند (۴۳). سپس بذر مورد نیاز هر تیمار در پتری‌دیش ریخته شده و ۱۰ میلی‌لیتر زاد مایه باکتری ریزوبیوم تریفولی به هر نمونه اضافه شد و به‌منظور تکمیل مایه‌زنی باکتریایی بذرها به مدت ۳۰ دقیقه در زاد مایه باقی ماندند. در هر میلی‌لیتر جمعیت باکتری ریزوبیوم تریفولی $(10^8 - 10^7 \text{ cfu/ml})$ بود (۴۳).

همچنین در هر گلدان به‌طور یکسان ۲ گرم بذر شبدر برسیم کشت شد. بافت خاک مورد استفاده در آزمایش بافت لوم بود و خاک بعد از آلوده شدن به کادمیم، قبل از کاشت برای رسیدن به تعادل به‌مدت یک ماه در رطوبت ظرفیت مزرعه (FC) نگهداری گردید. عملیات داشت به مدت سه ماه انجام و در پایان دوره رشد، وزن تر بخش هوایی و ریشه گیاه شبدر اندازه‌گیری شدند. پس از هضم خشک گیاه (۱۳)، عناصر کم‌مصرف موجود در عصاره هضم شده به روش خشک، با دستگاه جذب اتمی پس از کالیبره کردن دستگاه با استانداردهای مربوطه، اندازه‌گیری شدند. مقدار این عناصر برحسب میلی گرم بر کیلوگرم وزن خشک گزارش گردید. اطلاعات به‌دست‌آمده با استفاده از نرم‌افزار آماری SAS 9.4 مورد تجزیه و تحلیل آماری قرار گرفتند. در ضمن مقایسه میانگین تیمارهای مختلف با استفاده از آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح احتمال ۵ و ۱ درصد صورت گرفت.

نتایج و بحث

تأثیر سطوح مختلف کادمیم بر صفات موفولوژیک گیاه شبدر برسیم

نتایج حاصل از تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد که سطوح کادمیم، نوع تلقیح و اثر متقابل تیمارها تأثیر معنی‌داری بر وزن تر بخش هوایی و ریشه، تعداد بوته در گلدان و ارتفاع گیاه در سطح احتمال یک درصد داشت (جدول ۲).

بیشترین و کمترین وزن تر بخش هوایی گیاه شبدر برسیم در تیمار شاهد و تیمار ۱۰۰ میلی گرم کادمیم بر کیلوگرم خاک به‌ترتیب

جدول ۱- ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد استفاده در آزمایش

Table 1- The physical and chemical properties of soil

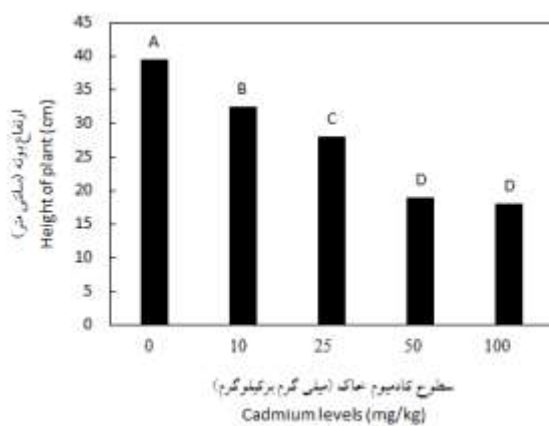
شن	سیلت	رس	بافت	pH _e	EC _e	نیتروژن	فسفر	پتاسیم	آهن	روی	مس	منگنز	کادمیم	سرب
Sand	Silt	Clay	Texture			N	P	K	Fe	Zn	Cu	Mn	Cd	Pb
	%		-	-	dS/cm	%				mg/kg				
38.2	42.3	19.5	Loam	7.60	0.15	0.014	10	250	3.5	0.026	0.84	3.15	0.06	0.24

جدول ۲- نتایج تجزیه واریانس اثر تیمارهای آزمایشی بر وزن تر بخش هوایی و ریشه، تعداد بوته و ارتفاع گیاه شبدر برسيم

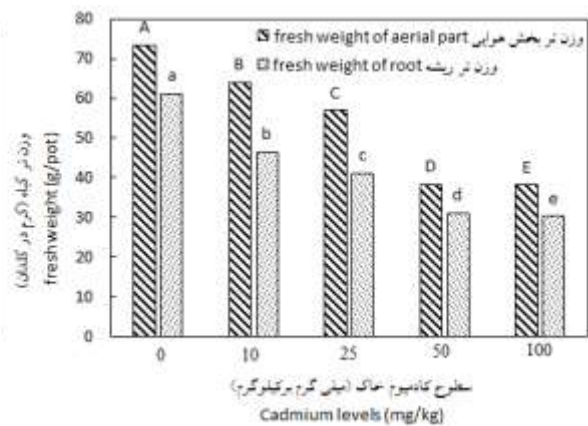
Table 2- The analysis of variance of data showing the effects of treatments on fresh weight of aerial part and root, number of plant and height of berseem clover

منابع تغییرات	درجه آزادی	میانگین مربعات			
		وزن تر بخش هوایی	وزن تر ریشه	تعداد بوته در گلدان	ارتفاع گیاه
Source of variation	df	Fresh weight of aerial part	Fresh weight of root	Number of plant per pot	Height of plant
سطوح کادمیم	4	5898.56**	3848.71**	365675.21**	7356.08**
Cadmium levels					
نوع تلقیح	7	1558.39**	828.30**	248469.65**	5710.27**
Inoculation type					
سطوح کادمیم × نوع تلقیح	28	114.99**	130.13**	101919.05**	1354.61**
Cadmium levels × Inoculation type					
خطا	80	19.74	30.52	38904.66	575.33
Error					
درصد ضریب تغییرات	-	8.20	13.12	9.10	9.73
Coefficient of Variations (%)					

** و * به ترتیب در سطح یک و پنج درصد معنی دار هستند و ns معنی دار نیست.
**and * significant at 1% and 5%, respectively and ns, not significant.



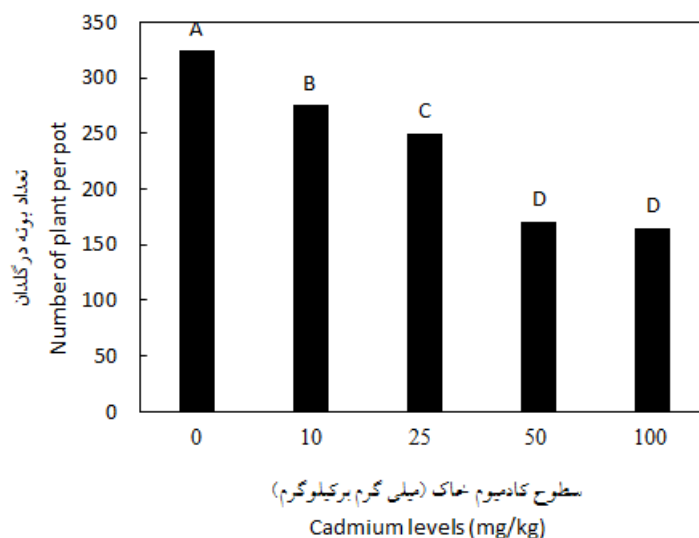
شکل ۲- تأثیر سطوح مختلف کادمیم خاک بر ارتفاع گیاه
Figure 2- The effects of different level of cadmium on height of plant



شکل ۱- تأثیر سطوح مختلف کادمیم خاک بر وزن تر بخش هوایی و ریشه گیاه

(حروف بزرگ در بخش هوایی و حروف کوچک در ریشه نشان دهنده تفاوت معنی دار است)

Figure 1- The effects of different level of cadmium on fresh weight of aerial part and root
(Uppercase letters for aerial part and lowercase letters for root indicate significant differences)



شکل ۳- تأثیر سطوح مختلف کادمیم خاک بر تعداد بوته در گلدان
Figure 3- The effects of different level of cadmium on number of plant per pot

۹۰/۰۷ و ۷۷/۳۰ گرم در گلدان به دست آمدند. همچنین کمترین وزن تر بخش هوایی و ریشه در تیمار ۱۰۰ میلی گرم کادمیم بر کیلوگرم خاک و بدون تلقیح (B) به ترتیب به میزان ۲۶/۳۷ و ۲۵/۵۵ گرم در گلدان مشاهده شدند (جدول ۳). بیشترین ارتفاع گیاه و تعداد بوته در گلدان در تیمار اثر تلقیح مشترک با قارچ گلوموس موسه⁺ + ریزوبیوم تریفولی (MT) و بدون مصرف کادمیم به ترتیب به میزان ۵۵ سانتی متر و ۵۱۵ بوته در گلدان به دست آمدند (جدول ۳).

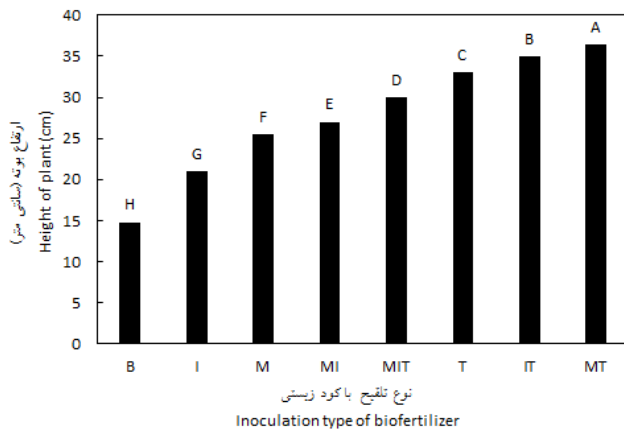
تحقیقات انجام گرفته توسط جونر و لیوال (۱۷) نشان داد که کاهش جذب کادمیم در گیاه شبدر به دلیل حضور همزیستی قارچ‌های میکوریزی با ریشه گیاه شبدر می‌باشد. همچنین بیان کردند که گیاهان میکوریزی عنصر کادمیم را بیشتر از گیاهان غیر میکوریزی از خاک جذب می‌کنند ولی داخل هیف‌های خود درون ریشه گیاه میزبان رسوب داده و اجازه انتقال کادمیم را به اندام‌های هوایی نمی‌دهند. ویسن هورن و همکاران (۴۲) در بررسی تأثیر قارچ‌های میکوریزی بر گیاه ذرت در خاک‌های آلوده به عنصر سنگین کادمیم نشان دادند که تلقیح قارچ‌های میکوریزی جدا شده از زمین‌های آلوده به این عنصر سنگین درصد کلنیزاسیون ریشه را به قارچ بیشتر از قارچ‌های میکوریزی که از زمین‌های غیر آلوده جدا شده بودند افزایش می‌دهد. همچنین نتیجه گرفتند که گیاهان میکوریزی بیوماس گیاه را افزایش داده و غلظت عناصر سنگین را در گیاهان پایین می‌آورند. قارچ‌های میکوریزی مقاومت گیاه را در مقابل عناصر سنگین افزایش می‌دهند. باردلی و بورت (۷) و چنگ و همکاران (۹) اظهار نمودند که قارچ‌های میکوریزی انتقال سرب و کادمیم را به ساقه گیاه کاهش می‌دهند.

تأثیر نوع تلقیح بر صفات موفولوژیک گیاه شبدر برسیم

نتایج تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد نوع تلقیح مشترک و یا جداگانه میکروارگانیسم‌ها بر وزن تر بخش هوایی و ریشه، ارتفاع و تعداد گیاه شبدر برسیم در سطح احتمال یک درصد معنی‌دار بودند (جدول ۲). بیشترین وزن تر بخش هوایی و ریشه در تیمار تلقیح مشترک قارچ گلوموس موسه⁺ و باکتری ریزوبیوم تریفولی (MT) به ترتیب به میزان ۶۶/۶۲ و ۵۱/۲۵ گرم در گلدان مشاهده شدند. همچنین کمترین وزن تر بخش هوایی و ریشه در تیمار شاهد یا بدون تلقیح (B) به ترتیب به میزان ۳۵/۷۲ و ۲۹/۸۰ گرم در گلدان مشاهده شدند (شکل ۴). نتایج نشان داد بیشترین ارتفاع گیاه و تعداد بوته در گلدان نیز در تیمار تلقیح مشترک قارچ گلوموس موسه⁺ و باکتری ریزوبیوم تریفولی (MT) (به ترتیب ۳۶/۴۶ سانتی متر و ۳۱۳ بوته در گلدان) مشاهده شدند (شکل‌های ۵ و ۶). ریچمن (۳۲) گزارش کرد که وزن خشک بخش هوایی گیاه سویای تلقیح شده با باکتری بردی ریزوبیوم (باکتری همزیست سویا) ۳۸ درصد بیشتر از گیاه تلقیح نشده در شرایط تنش آرسنیک بود.

اثر متقابل کادمیم و نوع تلقیح بر صفات موفولوژیک گیاه شبدر برسیم

نتایج تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد اثر متقابل کادمیم و نوع تلقیح بر وزن تر بخش هوایی و ریشه، ارتفاع و تعداد گیاه شبدر در سطح احتمال یک درصد معنی‌دار شدند (جدول ۲). بیشترین وزن تر بخش هوایی و ریشه در اثر تلقیح مشترک با قارچ گلوموس موسه⁺ + ریزوبیوم تریفولی (MT) و بدون مصرف کادمیم به ترتیب به میزان



شکل ۵- تأثیر نوع تلقیح بر ارتفاع گیاه.

B, I, M, MI, MIT, T, IT, and MT showed no inoculation, inoculation with *Glomus intraradices*, *Glomus mosseae*, *Glomus mosseae* + *Glomus intraradices*, *Glomus mosseae* + *Glomus intraradices* + *Rhizobium trifolii*, *Rhizobium trifolii*, *Glomus intraradices* + *Rhizobium trifolii*, and *Glomus mosseae* + *Rhizobium trifolii*, respectively.

شکل ۴- تأثیر نوع تلقیح بر وزن تر بخش هوایی و ریشه گیاه. B, I, M, MI, MIT, T, IT, and MT showed no inoculation, inoculation with *Glomus intraradices*, *Glomus mosseae*, *Glomus mosseae* + *Glomus intraradices*, *Glomus mosseae* + *Glomus intraradices* + *Rhizobium trifolii*, *Rhizobium trifolii*, *Glomus intraradices* + *Rhizobium trifolii*, and *Glomus mosseae* + *Rhizobium trifolii*, respectively.

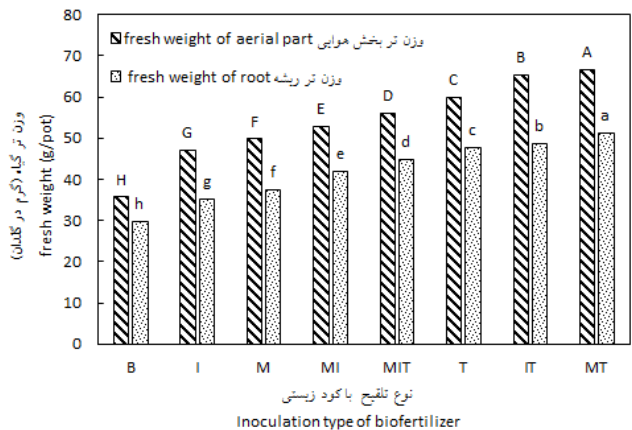


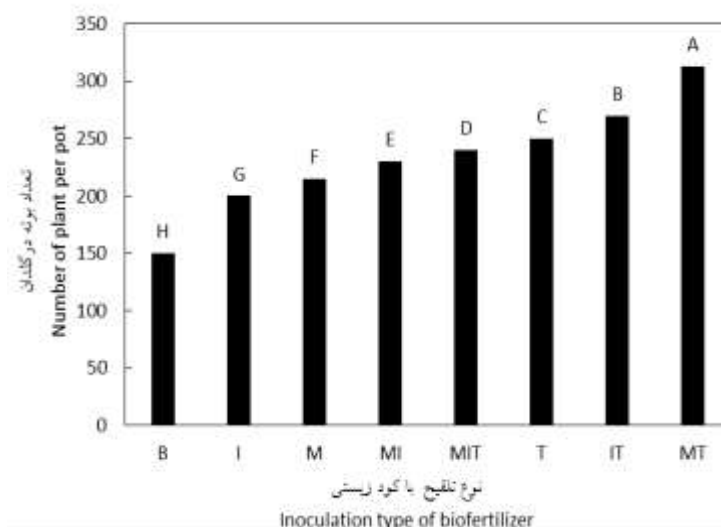
Figure 4- The effects inoculation type on fresh weight of aerial part and root. B, I, M, MI, MIT, T, IT, and MT showed no inoculation, inoculation with *Glomus intraradices*, *Glomus mosseae*, *Glomus mosseae* + *Glomus intraradices*, *Glomus mosseae* + *Glomus intraradices* + *Rhizobium trifolii*, *Rhizobium trifolii*, *Glomus intraradices* + *Rhizobium trifolii*, and *Glomus mosseae* + *Rhizobium trifolii*, respectively. (Uppercase letters for aerial part and lowercase letters for root indicate significant differences)

غلظت کادمیم خاک، اثر معنی داری در سطح یک درصد بر غلظت آهن، روی، کادمیم بخش هوایی و ریشه و جذب کادمیم زیست توده گیاه داشت (جدول ۴). با افزایش سطوح کادمیم خاک، غلظت آهن و روی بخش هوایی و ریشه گیاه شیدر کاهش ولی غلظت کادمیم بخش هوایی و ریشه و جذب کادمیم زیست توده گیاه افزایش یافت. نتایج مقایسه میانگین داده‌ها نشان دادند تیمار ۱۰۰ میلی گرم کادمیم بر کیلوگرم خاک غلظت آهن و روی بخش هوایی گیاه شیدر برسیم را به ترتیب به میزان ۴۸/۸۶ و ۴۲/۱۶ درصد نسبت به تیمار شاهد کاهش داد (شکل‌های ۷ و ۸). همچنین نتایج مقایسه میانگین داده‌ها نشان داد کاربرد ۱۰۰ میلی گرم کادمیم بر کیلوگرم خاک غلظت آهن و روی ریشه گیاه شیدر برسیم را به ترتیب به میزان ۵۱/۷۶ و ۲۰/۴۸ درصد نسبت به تیمار شاهد کاهش داد (شکل‌های ۷ و ۸). بیشترین غلظت کادمیم بخش هوایی و ریشه و جذب کادمیم زیست توده گیاه

بسریل و همکاران (۵) در بررسی اثر قارچ‌های میکوریزی بر روی گیاه لوبیا در خاک‌های آلوده به عنصر کادمیم نشان دادند که با افزایش کادمیم به خاک، بیوماس و رشد ریشه گیاه کاهش می‌یابد ولی در حضور قارچ‌های میکوریزی کادمیم اثر منفی معنی دار بر بیوماس گیاه ندارد. قارچ‌های میکوریزی عملکرد گیاه لوبیا را در حضور کادمیم نسبت به شاهد بدون قارچ افزایش دادند. در همین آزمایش عنصر کادمیم فعالیت فتوسنتزی گیاه را کاهش داد و این کاهش در گیاهان میکوریزی ۱۵ تا ۳۱ درصد در گیاهان غیر میکوریزی ۶۲ تا ۷۶ درصد بود.

تأثیر سطوح مختلف کادمیم بر غلظت آهن، روی و کادمیم بخش هوایی و ریشه و جذب کادمیم گیاه شیدر نتایج حاصل از تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد که افزایش

مربوط به تیمار ۱۰۰ میلی گرم کادمیم بر کیلوگرم خاک و کم‌ترین غلظت کادمیم بخش هوایی و ریشه و جذب کادمیم زیست توده گیاه از تیمار شاهد به‌دست آمدند (شکل ۹).



شکل ۶- تأثیر نوع تلقیح بر تعداد بوته در گلدان

B, I, M, MI, MIT, T, IT, and MT showed no inoculation, inoculation with *Glomus intraradices*, *Glomus mosseae*, *Glomus mosseae* + *Glomus intraradices*, *Glomus mosseae* + *Glomus intraradices* + *Rhizobium trifolii*, *Rhizobium trifolii*, *Glomus intraradices* + *Rhizobium trifolii*, and *Glomus mosseae* + *Rhizobium trifolii*, respectively.

Figure 6- The effects inoculation type on number of plant per pot

B, I, M, MI, MIT, T, IT, and MT showed no inoculation, inoculation with *Glomus intraradices*, *Glomus mosseae*, *Glomus mosseae* + *Glomus intraradices*, *Glomus mosseae* + *Glomus intraradices* + *Rhizobium trifolii*, *Rhizobium trifolii*, *Glomus intraradices* + *Rhizobium trifolii*, and *Glomus mosseae* + *Rhizobium trifolii*, respectively.

تأثیر نوع تلقیح بر غلظت آهن، روی و کادمیم بخش هوایی و ریشه و جذب کادمیم گیاه شبدر

نتایج تجزیه واریانس داده‌ها، نشان داد که تأثیر نوع تلقیح بر غلظت آهن، روی و کادمیم بخش هوایی و ریشه گیاه شبدر بر سطح احتمال یک درصد معنی‌دار شدند، ولی نوع تلقیح تأثیری بر جذب کادمیم زیست توده گیاه نداشت (جدول ۴). تلقیح با ریزجانداران اثر مثبتی بر غلظت آهن و روی بخش هوایی و ریشه گیاه شبدر داشت و تلقیح با قارچ میکوریز و باکتری ریزوبیوم تریفولی باعث کاهش غلظت کادمیم بخش هوایی و ریشه گیاه شبدر برسیم شد. بیشترین غلظت آهن بخش هوایی و ریشه در اثر تلقیح با قارچ میکوریز *گلوبوس موسه‌ا* و باکتری ریزوبیوم تریفولی (MT) به‌ترتیب به‌میزان ۲۳۶/۶ و ۳۰۳/۷۳ میلی گرم بر کیلوگرم مشاهده شدند و همچنین کمترین غلظت آهن بخش هوایی و ریشه در تیمار بدون تلقیح (B) (به‌ترتیب ۱۱۸/۰۶ و ۱۳۶/۷۳ میلی گرم بر کیلوگرم) اندازه‌گیری شدند (شکل ۱۰).

کادمیم اساساً در تحرک و انتقال عناصر کم‌مصرف به برگ‌ها دخالت دارد (۳۳) و با مصرف کادمیم و روی، غلظت آهن در دانه گندم به‌میزان ۵۰/۰۷ درصد کاهش پیدا می‌کند. مک لاگین و همکاران (۲۴) گزارش کردند که میزان جذب کادمیم گیاه با افزایش غلظت کادمیم خاک رابطه مستقیم داشت. برخی محققان در آزمایش‌های خود بر روی گیاه گندم به این نتیجه رسیدند که جذب کادمیم در دانه گندم با مقدار کل کادمیم خاک رابطه مستقیم داشت (۱۸). لاگروفر و همکاران (۲۰)، اثر متقابل بین میزان کادمیم کل خاک و محتوای کادمیم در گیاه را برای گیاه نخود و کلم بررسی کردند و بیان نمودند که با افزایش میزان کادمیم خاک بر غلظت آن در گیاهان فوق افزوده شد. موبین و خان (۲۶) با بررسی اثر اصلی کادمیم بر روی غلظت کادمیم بخش هوایی گیاه نشان دادند که با افزایش غلظت کادمیم خاک، غلظت و جذب این عنصر در گیاه افزایش یافت. زیمداخ (۴۵) نشان دادند که افزایش محتوای کادمیم خاک، باعث افزایش محتوای این عنصر در ریشه شد.

جدول ۳- مقایسه میانگین اثر متقابل سطوح کادمیم و نوع تلقیح بر وزن تر بخش هوایی و ریشه، تعداد بوته و ارتفاع گیاه شبدر برسیم
Table 3- Mean comparison of interactions between cadmium levels and inoculation type on fresh weight of aerial part and root, number of plant and height of berseem clover

سطوح کادمیم Cadmium levels	نوع تلقیح Inoculation type	وزن تر بخش هوایی Fresh weight of aerial part	وزن تر ریشه Fresh weight of root	تعداد بوته در گلدان Number of plant per pot	ارتفاع گیاه Height of plant
mg/kg		g/pot		-	cm
0	B	34.84 l	28.76 m-o	165.00 m-p	18.00 m-o
	I	62.44 e-g	42.92 c-i	250.00 e-g	27.00 i
	M	69.91 ed	51.02 b-e	313.00 cd	39.00 d-g
	T	82.4 bc	74.53 a	340.00 bc	45.00 bc
	MI	79.29 c	68.27 a	323.00 b-d	42.00 c-e
	IT	88.59 ab	75.26 a	360.00 b	47.00 b
	MT	90.07 a	77.3 a	515.00 a	55.00 a
	MIT	79.88 c	71.72 a	325.00 b-d	43.00 b-d
10	B	55.73 f-i	40.01 f-l	240.00 f-i	25.30 i-k
	I	56.29 f-g	40.48 e-k	243.00 f-h	26.00 ij
	M	56.88 f-i	41.07 d-j	249.33 e-g	26.10 ij
	T	70.68 de	51.57 b-d	315.00 dc	39.10 d-g
	MI	58.91 f-h	42.76 c-i	250.00 e-g	26.20 ij
	IT	75.06 cd	52.5 bc	320.00 b-d	40.00 d-g
	MT	75.41 cd	57.83 b	321.00 b-d	41.00 c-f
	MIT	63.65 ef	45.77 c-g	265.33 ef	34.00 h
25	B	30.41 lm	27.02 no	140.00 p	9.00 pq
	I	53.46 h-k	37.1 g-n	215.00 g-l	25.00 i-l
	M	53.75 h-j	37.37 fn	230.00 f-k	25.10 i-l
	T	63.97 ef	46.19 c-g	289.00 de	36.00 g-h
	MI	54.45 g-j	38.65 f-m	233.00 f-j	25.00 i-l
	IT	67.79 de	47.97 b-f	309.00 cd	37.00 f-h
	MT	68.02 de	50.89 b-e	310.00 cd	38.00 e-h
	MIT	63.57 ef	44.16 c-h	264.00 ef	27.10 i
50	B	31.28 lm	26.67 m-o	143.00 p	13.33 op
	I	31.65 lm	27.75 m-o	153.68 op	14.00 o
	M	32.53 lm	28.46 m-o	160.00 n-p	17.00 no
	T	36.66 l	32.64 i-o	204.00 h-m	21.20 j-n
	MI	35.83 l	29.93 k-o	181.00 l-p	20.10 k-n
	IT	49.47 i-k	34.91 h-o	209.00 g-l	24.20 i-l
	MT	52.86 h-k	36.68 g-n	210.00 g-l	24.30 i-l
	MIT	36.52 l	31.43 j-o	198.00 i-n	21.10 j-n
100	B	26.37 m	25.55 o	94.00 q	5.00 q
	I	33.96 lm	27.77 m-o	158.00 n-p	14.10 o
	M	35.75 l	29.18 l-o	180.00 l-p	20.00 l-n
	T	45.47 k	32.21 i-o	208.00 g-l	23.00 i-m
	MI	36.26 l	30.26 j-o	189.33 k-o	20.66 k-n
	IT	46.24 jk	33.27 i-o	209.00 g-l	23.10 i-m
	MT	46.73 jk	33.53 h-o	209.00 g-l	24.00 i-l
	MIT	36.45 l	30.61 j-o	195.00 j-o	21.00 j-n

در هر ستون میانگین‌های دارای حروف مشابه از نظر آزمون چند دامنه‌ای دانکن اختلاف معنی‌داری در سطح احتمال ۵ درصد ندارند.

In each column, means with similar letters don't have significantly different in probability level of 5%, from the view point of Duncan's multiple range tests.

B, I, M, MI, MIT, T, IT, و MT به ترتیب نشان‌دهنده عدم تلقیح، تلقیح با قارچ گلواموس اینترارادیسز، گلواموس موسه‌آ، گلواموس موسه‌آ+ گلواموس اینترارادیسز، گلواموس موسه‌آ+ گلواموس موسه‌آ+ ریزوبیوم تریفولی، ریزوبیوم تریفولی، قارچ گلواموس اینترارادیسز+باکتری ریزوبیوم تریفولی و قارچ گلواموس موسه‌آ+ریزوبیوم تریفولی.

B, I, M, MI, MIT, T, IT, and MT showed no inoculation, inoculation with *Glomus intraradices*, *Glomus mosseae*, *Glomus mosseae* + *Glomus intraradices*, *Glomus mosseae* + *Glomus intraradices* + *Rhizobium trifolii*, *Rhizobium trifolii*, *Glomus intraradices* + *Rhizobium trifolii*, and *Glomus mosseae* + *Rhizobium trifolii*, respectively.

جدول ۴- نتایج تجزیه واریانس تیمارهای آزمایشی بر غلظت آهن، روی و کادمیم بخش هوایی و ریشه و جذب کادمیم گیاه شبدر برسمیم
Table 4- The analysis of variance of data showing the effects of treatments on Fe, Zn, Cd concentrations in aerial part and root and Cd uptake of berseem clover

منابع تغییرات Source of variation	درجه آزادی df	میانگین مربعات Mean square						
		غلظت آهن بخش هوایی Fe in aerial part	غلظت آهن ریشه Fe in root	غلظت روی بخش هوایی Zn in aerial part	غلظت روی ریشه Zn in root	غلظت کادمیم بخش هوایی Cd in aerial part	غلظت کادمیم ریشه Cd in root	جذب کادمیم Cd uptake
سطوح کادمیم Cadmium levels	4	70586.84**	145742.17**	9477.48**	1744.53**	351.19**	908.72**	0.075**
نوع تلقیح Inoculation type	7	23202.97**	43701.07**	2601.42**	721.98**	5.08**	13.36**	0.0002ns
سطوح کادمیم × نوع تلقیح Cadmium levels × Inoculation type	28	1597.77**	3496.25**	213.15**	69.55**	0.55**	1.34**	0.0002*
خطا Error	80	105.90	328.12	17.45	16.20	0.07	0.38	0.0001
درصد ضریب تغییرات Coefficient of Variations (%)	-	5.43	7.65	4.95	4.53	6.93	9.16	5.25

** و * به ترتیب در سطح یک و پنج درصد معنی‌دار هستند و ns معنی‌دار نیست.
**and * significant at 1% and 5%, respectively and ns, not significant.

دارد. گسترش هیف‌های خارجی و افزایش حجم خاک قابل دسترس، نقش مهمی در افزایش جذب روی به‌خصوص در شرایط تنش‌های محیطی دارد (۳۸). همچنین در ترشحات ریشه گیاهان میکوریزایی ترکیبات مختلفی از قبیل اسیدهای آمینه و اسیدهای کربوکسیلیک شناسایی شدند و همچنین به نظر می‌رسد که کمپلکس به وجود آمده از این ترکیبات و عنصر روی منجر به افزایش سرعت پخشیدگی این عنصر شده و جذب روی به‌وسیله گیاه میزبان افزایش پیدا می‌کند (۳۵).

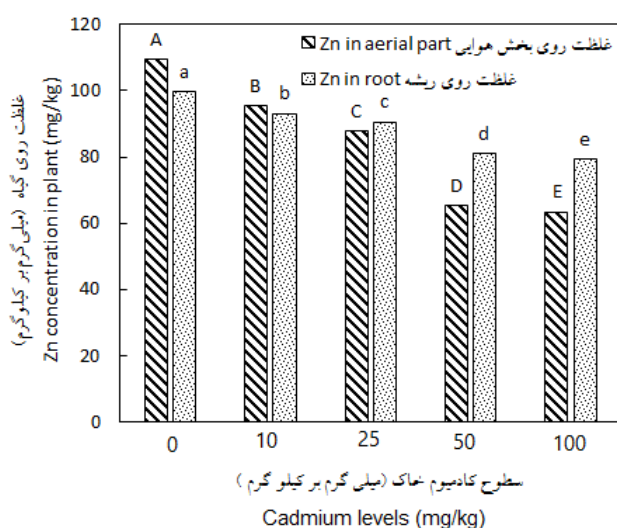
جانسکوا و همکاران (۱۶) نشان دادند که تلقیح با قارچ‌های میکوریزی در خاک آلوده به عنصر کادمیم، غلظت این عنصر را در ساقه گیاه توتون کاهش داد. بریسیل و همکاران (۵) نشان دادند که غلظت کادمیم بخش هوایی گیاه لوبیا در حضور قارچ میکوریز افزایش یافت ولی غلظت کادمیم در بذر لوبیا در حضور قارچ‌های میکوریز نسبت به تیمار بدون قارچ به‌طور معنی‌داری کاهش یافت. آندراده و همکاران (۴) نشان دادند در خاک‌های آلوده به عناصر سنگین، تلقیح با قارچ‌های میکوریزی جذب این عناصر را در گیاه سویا افزایش دادند و این عناصر در ریشه‌ها تجمع یافتند و کمتر به بخش هوایی و بذرها انتقال یافتند. جونر و لیوال (۱۷) نیز گزارش کردند که همزیستی قارچ‌های میکوریز با ریشه گیاه شبدر سبب افزایش جذب کادمیم در ریشه و کاهش انتقال آن از ریشه به بخش هوایی شد که دلیل آن را به فعال شدن موانع بیولوژیکی در مقابل اثرات سمی کادمیم نسبت دادند. اگرچه نتایج آزمایش‌های انجام یافته در زمینه قارچ‌های

همچنین بیشترین و کمترین غلظت روی بخش هوایی و ریشه به‌ترتیب در اثر تلقیح با قارچ میکوریز گلوموس موسه/آ و باکتری ریزوبیوم تریفولی (MT) و تیمار بدون تلقیح (B) (به‌میزان ۶۰/۵ و ۷۶/۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم) اندازه‌گیری شدند (شکل ۱۱) در مقابل کمترین غلظت کادمیم بخش هوایی و ریشه در اثر تلقیح با قارچ میکوریز گلوموس موسه/آ و باکتری ریزوبیوم تریفولی (MT) به‌ترتیب به‌میزان ۳/۳۱ و ۵/۶۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم مشاهده شد و همچنین بیشترین غلظت کادمیم بخش هوایی و ریشه در تیمار بدون تلقیح (B) به‌ترتیب به‌میزان ۵/۰۴ و ۸/۳۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم اندازه‌گیری شدند (شکل ۱۲).

گونه‌های مختلف قارچ‌های میکوریزی توانایی متفاوتی در جذب آهن نشان می‌دهند. گزارش شده است که قارچ‌های میکوریزی از طریق ترشح انواعی از سیدروفورها و کلاته کردن آهن، موجب افزایش جذب و انتقال آهن در گیاه بادام‌زمینی و سورگوم شدند (۸). سیدروفورها، کلاته‌ها یا ترکیبات آلی با وزن مولکولی کم هستند که دارای میل ترکیبی شدید و اختصاصی برای کمپلکس کردن با برخی کاتیون‌ها از جمله آهن می‌باشند. گیاهان می‌توانند از سیدروفورهای تولید شده توسط قارچ میکوریز به‌عنوان عاملی برای تأمین آهن مورد نیاز خود استفاده کنند (۳). کلارک و زتو (۱۰) در بررسی همزیست میکوریز با ذرت نشان دادند که همزیستی میکوریز سبب افزایش جذب آهن گردید. روی مانند فسفر در خاک تحرک کمی داشته و جذب آن توسط ریشه به‌سرعت پخشیدگی این عنصر در خاک بستگی

اثر متقابل کادمیم و نوع تلقیح بر غلظت آهن، روی و کادمیم بخش هوایی و ریشه و جذب کادمیم گیاه شبدر برسیه

نتایج تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد که اثر متقابل کادمیم و نوع تلقیح بر غلظت آهن، روی و کادمیم بخش هوایی و ریشه گیاه شبدر در سطح احتمال یک درصد معنی‌دار بودند. همچنین اثر متقابل کادمیم و نوع تلقیح در سطح احتمال پنج درصد بر جذب کادمیم زیست توده گیاه معنی‌دار شد (جدول ۴).



شکل ۸- تأثیر سطوح مختلف کادمیم خاک بر غلظت روی بخش هوایی و ریشه.

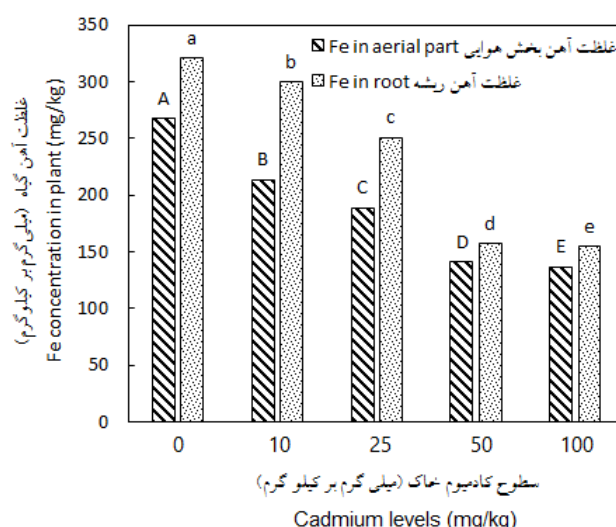
B, I, M, MI, MIT, T, IT, and MT showed no inoculation, inoculation with *Glomus intraradices*, *Glomus mosseae*, *Glomus mosseae* + *Glomus intraradices*, *Glomus mosseae* + *Glomus intraradices* + *Rhizobium trifolii*, *Rhizobium trifolii*, *Glomus intraradices* + *Rhizobium trifolii*, and *Glomus mosseae* + *Rhizobium trifolii*, respectively.

(Uppercase letters for Zn concentration in aerial part and lowercase letters for Zn concentration in root indicate significant differences)

Figure 8- The effects of different level of cadmium on Zn concentration in aerial part and root
B, I, M, MI, MIT, T, IT, and MT showed no inoculation, inoculation with *Glomus intraradices*, *Glomus mosseae*, *Glomus mosseae* + *Glomus intraradices*, *Glomus mosseae* + *Glomus intraradices* + *Rhizobium trifolii*, *Rhizobium trifolii*, *Glomus intraradices* + *Rhizobium trifolii*, and *Glomus mosseae* + *Rhizobium trifolii*, respectively.

(Uppercase letters for Zn concentration in aerial part and lowercase letters for Zn concentration in root indicate significant differences)

میکوریزی و فلزات سنگین، متنوع و وابسته به شرایط آزمایش از جمله ویژگی‌های بستر رشد، نوع گیاه و گونه قارچ همزیست می‌باشد ولی به‌طور کلی به‌نظر می‌رسد قارچ میکوریز آریسکولار قادر به تعدیل سمیت ایجاد شده توسط فلز سنگین برای گیاه باشند (۷). ریشه‌های قارچ‌های میکوریز، فلزات سنگین را درون خود نگه‌داشته و باعث کاهش غلظت آن‌ها به‌داخل گیاه میزبان و مسمومیت کمتر آن می‌شود و از این طرق به تحمل تنش توسط گیاه کمک می‌کنند (۱۲).



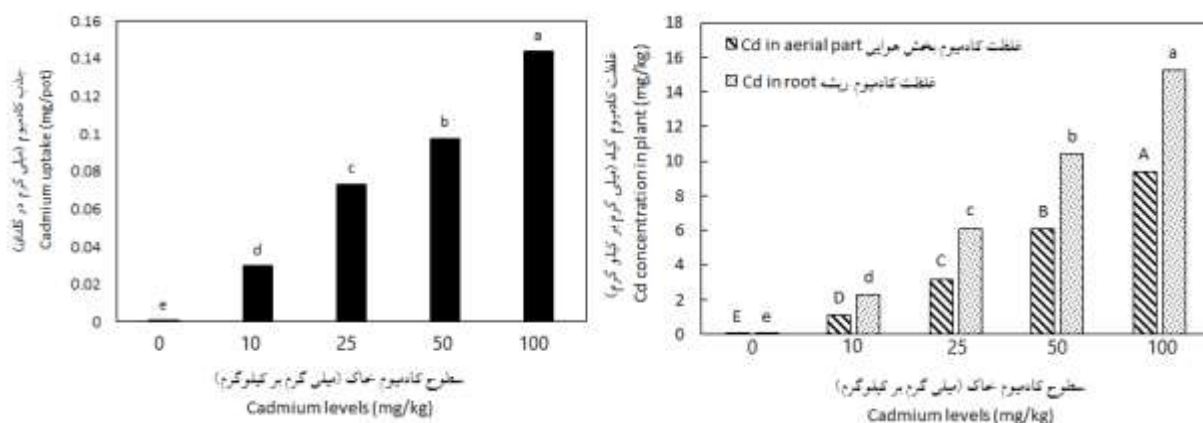
شکل ۷- تأثیر سطوح مختلف کادمیم خاک بر غلظت آهن بخش هوایی و ریشه.

B, I, M, MI, MIT, T, IT, and MT showed no inoculation, inoculation with *Glomus intraradices*, *Glomus mosseae*, *Glomus mosseae* + *Glomus intraradices*, *Glomus mosseae* + *Glomus intraradices* + *Rhizobium trifolii*, *Rhizobium trifolii*, *Glomus intraradices* + *Rhizobium trifolii*, and *Glomus mosseae* + *Rhizobium trifolii*, respectively.

(Uppercase letters for Fe concentration in aerial part and lowercase letters for Fe concentration in root indicate significant differences)

Figure 7- The effects of different level of cadmium on Fe concentration in aerial part and root
B, I, M, MI, MIT, T, IT, and MT showed no inoculation, inoculation with *Glomus intraradices*, *Glomus mosseae*, *Glomus mosseae* + *Glomus intraradices*, *Glomus mosseae* + *Glomus intraradices* + *Rhizobium trifolii*, *Rhizobium trifolii*, *Glomus intraradices* + *Rhizobium trifolii*, and *Glomus mosseae* + *Rhizobium trifolii*, respectively.

(Uppercase letters for Fe concentration in aerial part and lowercase letters for Fe concentration in root indicate significant differences)



شکل ۹- تأثیر سطوح مختلف کادمیم خاک بر غلظت و جذب کادمیم بخش هوایی و ریشه

(حروف بزرگ در غلظت کادمیم بخش هوایی و حروف کوچک در غلظت کادمیم ریشه نشان دهنده تفاوت معنی‌دار است)

Figure 9- The effects of different level of cadmium on Cd concentration in aerial part and root and Cd uptake
(Uppercase letters for Cd concentration in aerial part and lowercase letters for Cd concentration in root indicate significant differences)

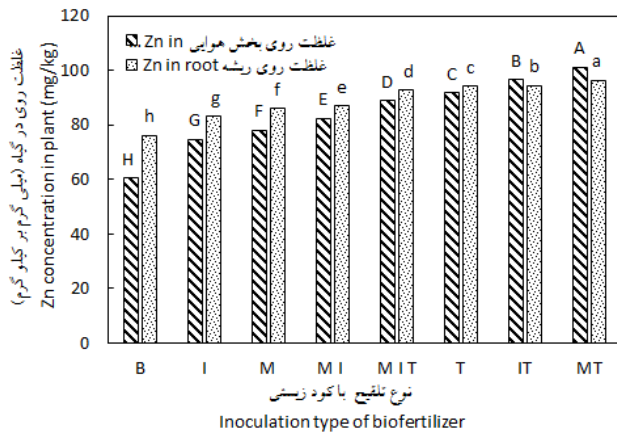
با تلقیح ریزوبیوم تریفولی اندازه‌گیری شدند (جدول ۵). در گیاهان میکوریزایی، هیف‌های قارچی قادر هستند با نگهداری فلز در خود و عدم انتقال آن به سیستم گیاه باعث کاهش سمیت فلز سنگین شوند (۲۷ و ۳۹). به‌نظر می‌رسد در غلظت‌های بالای کادمیم، قارچ گломوس/ایتر/ادیسز این کار را بهتر از قارچ گломوس موسه/انجام می‌دهد. رسولی صدقیانی و همکاران (۳۱) عنوان کردند غلظت کادمیم در بخش هوایی گیاه خارزن بابا در تیمار باکتریایی در همه سطوح کادمیم در خاک، بیشتر از تیمار قارچی بود. آنان گزارش کردند که نوع جمعیت میکروبی (قارچی و باکتریایی)، غلظت فلزات و نوع گیاه می‌توانند تأثیراتی متفاوت بر جذب و انتقال فلزات سنگین داشته باشند.

نتیجه‌گیری

با افزایش غلظت کادمیم در خاک وزن تر بخش هوایی و ریشه گیاه شبدر برسیم و غلظت عناصر غذایی آهن و روی به‌طور معنی‌داری کاهش و غلظت کادمیم بخش هوایی و ریشه و جذب کادمیم زیست توده گیاه افزایش یافت. تلقیح خاک با ریزجانداران توانست اثر سوء آلودگی کادمیم بر گیاه را کاهش داد. کمترین وزن تر بخش هوایی و ریشه گیاه شبدر برسیم در تیمار بدون تلقیح و بیشترین مقدار این صفت‌ها در اثر تلقیح مشترک قارچ میکوریز گломوس موسه/ و باکتری ریزوبیوم تریفولی مشاهده گردید. همچنین تلقیح مشترک قارچ میکوریز گломوس موسه/ و باکتری ریزوبیوم تریفولی غلظت آهن و روی بخش هوایی و ریشه را افزایش و غلظت کادمیم بخش هوایی و ریشه را کاهش داد. همچنین بیشترین جذب کادمیم زیست توده گیاه در تیمار ۱۰۰ میلی‌گرم کادمیم بر کیلوگرم

بیشترین غلظت آهن بخش هوایی و ریشه در اثر تلقیح مشترک با قارچ گломوس موسه/ + ریزوبیوم تریفولی و بدون مصرف کادمیم به‌ترتیب به‌میزان ۳۶۲ و ۴۳۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم و کمترین غلظت آهن بخش هوایی و ریشه در تیمار ۱۰۰ میلی‌گرم کادمیم بر کیلوگرم خاک و بدون تلقیح به‌ترتیب به‌میزان ۶۶ و ۹۷/۳۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم اندازه‌گیری شدند (جدول ۵). همچنین بیشترین غلظت روی بخش هوایی و ریشه در اثر تلقیح با قارچ گломوس موسه/ + ریزوبیوم تریفولی و بدون مصرف کادمیم به‌ترتیب به‌میزان ۱۳۶/۸۳ و ۱۱۲/۶۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم به‌دست آمدند. همچنین کمترین غلظت روی بخش هوایی و ریشه در تیمار ۱۰۰ میلی‌گرم کادمیم بر کیلوگرم خاک و بدون تلقیح به‌ترتیب به‌میزان ۵۲/۶۶ و ۶۳/۱۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم اندازه‌گیری شدند (جدول ۵). رسولی صدقیانی و همکاران (۳۱) اظهار داشتند که جذب بالای کادمیم منجر به بروز مشکلات ناشی از انتقال آهن، روی، مس و سایر عناصر کم‌مصرف در گیاه می‌شود. کاهش غلظت عناصر کم‌مصرف به‌دلیل کاهش سطح توسعه ریشه و کاهش متابولیسم گیاه اتفاق می‌افتد. تلقیح گیاه با قارچ‌های میکوریزی و باکتری‌ها می‌تواند از طریق ترشح سیدروفورها و کلاته کردن عناصر کم‌مصرف مذکور انتقال آن‌ها را افزایش دهند. کمترین غلظت کادمیم بخش هوایی و ریشه در اثر تلقیح با قارچ گломوس موسه/ + ریزوبیوم تریفولی و بدون مصرف کادمیم به‌ترتیب به‌میزان ۱۲/۰۰ و ۴۶/۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم به‌دست آمدند و بیشترین غلظت کادمیم بخش هوایی و ریشه در تیمار ۱۰۰ میلی‌گرم کادمیم بر کیلوگرم خاک و بدون تلقیح به‌ترتیب به‌میزان ۲۵/۱۱ و ۸۰/۱۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم اندازه‌گیری شدند (جدول ۵). همچنین بیشترین جذب کادمیم زیست توده گیاه به‌ترتیب در تیمار ۱۰۰ میلی‌گرم کادمیم بر کیلوگرم خاک و

روی، وزن تر بخش هوایی و ریشه و همچنین کاهش غلظت کادمیم بخش هوایی و ریشه گیاه شبدر برسیم در خاک‌های آلوده به کادمیم توصیه می‌گردد.



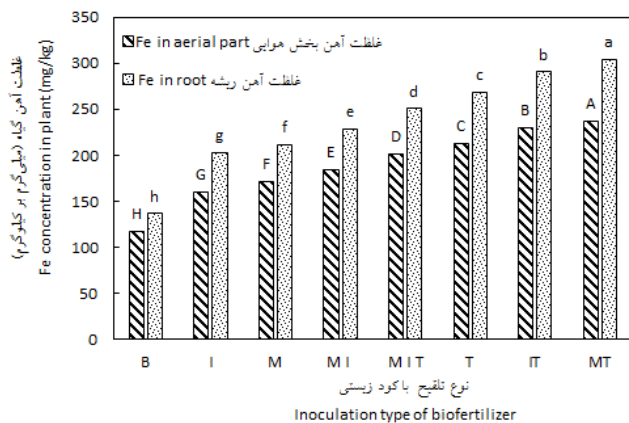
شکل ۱۱- تأثیر نوع تلقیح بر غلظت روی بخش هوایی و ریشه گیاه. B، I، M، MI، MIT، T، IT و MT نشان‌دهنده عدم تلقیح، تلقیح با قارچ گلووموس اینترارادیسز، گلووموس موسه‌آ، گلووموس موسه‌آ+گلووموس اینترارادیسز، گلووموس موسه‌آ+گلووموس اینترادیسز+ریزوبیوم تریفولی، قارچ گلووموس اینترارادیسز+ریزوبیوم تریفولی و قارچ گلووموس موسه‌آ+ریزوبیوم تریفولی (حروف بزرگ در غلظت روی بخش هوایی و حروف کوچک در غلظت روی ریشه نشان دهنده تفاوت معنی‌دار است)

Figure 11- The effects inoculation type on Zn concentration in aerial part and root.

B, I, M, MI, MIT, T, IT, and MT showed no inoculation, inoculation with *Glomus intraradices*, *Glomus mosseae*, *Glomus mosseae* + *Glomus intraradices*, *Glomus mosseae* + *Glomus intraradices* + *Rhizobium trifolii*, *Rhizobium trifolii*, *Glomus intraradices* + *Rhizobium trifolii*, and *Glomus mosseae* + *Rhizobium trifolii*, respectively.

(Uppercase letters for Zn concentration in aerial part and lowercase letters for Zn concentration in root indicate significant differences)

خاک و با تلقیح ریزوبیوم تریفولی مشاهده شد. این امر نشان داد که باکتری ریزوبیوم تریفولی تأثیر کمتری در کاهش جذب کادمیم توسط گیاه داشت. از این رو، تلقیح مشترک قارچ گلووموس موسه‌آ و باکتری ریزوبیوم تریفولی به دلیل بهبود تغذیه عناصر کم‌مصرف مثل آهن و

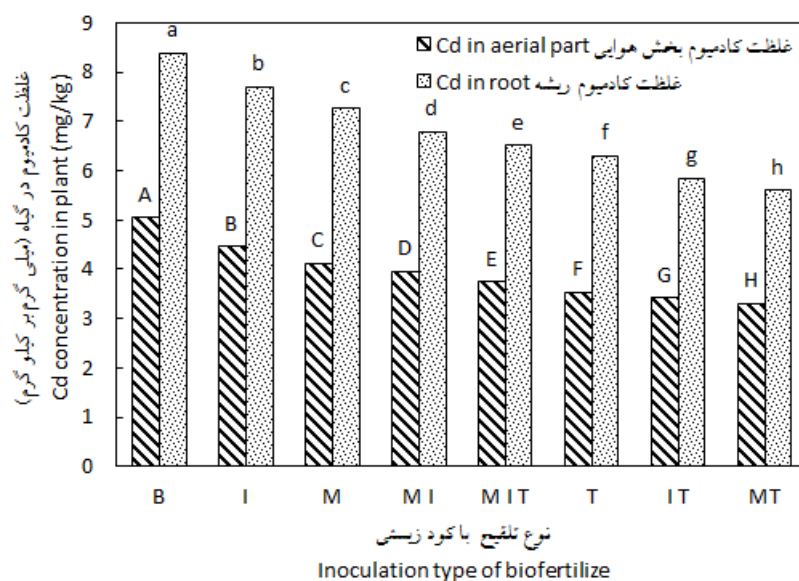


شکل ۱۰- تأثیر نوع تلقیح بر غلظت آهن بخش هوایی و ریشه گیاه. B، I، M، MI، MIT، T، IT و MT نشان‌دهنده عدم تلقیح، تلقیح با قارچ گلووموس اینترارادیسز، گلووموس موسه‌آ، گلووموس موسه‌آ+گلووموس اینترارادیسز، گلووموس موسه‌آ+گلووموس اینترادیسز+ریزوبیوم تریفولی، قارچ گلووموس اینترارادیسز+ریزوبیوم تریفولی و قارچ گلووموس موسه‌آ+ریزوبیوم تریفولی (حروف بزرگ در غلظت آهن بخش هوایی و حروف کوچک در غلظت آهن ریشه نشان دهنده تفاوت معنی‌دار است)

Figure 10- The effects inoculation type on Fe concentration in aerial part and root.

B, I, M, MI, MIT, T, IT, and MT showed no inoculation, inoculation with *Glomus intraradices*, *Glomus mosseae*, *Glomus mosseae* + *Glomus intraradices*, *Glomus mosseae* + *Glomus intraradices* + *Rhizobium trifolii*, *Rhizobium trifolii*, *Glomus intraradices* + *Rhizobium trifolii*, and *Glomus mosseae* + *Rhizobium trifolii*, respectively.

(Uppercase letters for Fe concentration in aerial part and lowercase letters for Fe concentration in root indicate significant differences)



شکل ۱۲- تأثیر نوع تلقیح بر غلظت کادمیم بخش هوایی و ریشه گیاه.

B, I, M, MI, MIT, T, IT, and MT showed no inoculation, inoculation with *Glomus intraradices*, *Glomus mosseae*, *Glomus mosseae* + *Glomus intraradices*, *Glomus mosseae* + *Glomus intraradices* + *Rhizobium trifolii*, *Rhizobium trifolii*, *Glomus intraradices* + *Rhizobium trifolii*, and *Glomus mosseae* + *Rhizobium trifolii*, respectively. گلوموس اینترادیسز، گلوموس موسه‌آ، گلوموس اینترادیسز، قارچ گلوموس اینترادیسز+باکتری ریزوبیوم تریفولی، ریزوبیوم تریفولی، ریزوبیوم تریفولی و قارچ گلوموس موسه‌آ+ریزوبیوم تریفولی (حروف بزرگ در غلظت کادمیم بخش هوایی و حروف کوچک در غلظت کادمیم ریشه نشان دهنده تفاوت معنی‌دار است)

Figure 12- The effects inoculation type on Cd concentration in aerial part and root.

B, I, M, MI, MIT, T, IT, and MT showed no inoculation, inoculation with *Glomus intraradices*, *Glomus mosseae*, *Glomus mosseae* + *Glomus intraradices*, *Glomus mosseae* + *Glomus intraradices* + *Rhizobium trifolii*, *Rhizobium trifolii*, *Glomus intraradices* + *Rhizobium trifolii*, and *Glomus mosseae* + *Rhizobium trifolii*, respectively.

(Uppercase letters for Cd concentration in aerial part and lowercase letters for Cd concentration in root indicate significant differences)

جدول ۵- مقایسه میانگین‌های اثر متقابل سطوح کادمیم و نوع تلقیح بر غلظت آهن، روی و کادمیم بخش هوایی و ریشه گیاه شبدر برسیه

Table 5- Mean comparison of interactions between cadmium levels and inoculation type on Fe, Zn, and Cd concentrations in aerial part and root of berseem clover

سطوح کادمیم Cadmium levels	نوع تلقیح Inoculation type	غلظت آهن بخش هوایی Fe in aerial part	غلظت آهن ریشه Fe in root	غلظت روی بخش هوایی Zn in aerial part	غلظت روی ریشه Zn in root	غلظت کادمیم بخش هوایی Cd in aerial part	غلظت کادمیم ریشه Cd in root	جذب کادمیم Cd uptake
mg/kg				mg/kg				mg/pot
0	B	129 vw	114 m-o	58.67 k-p	80.53 d-e	0.0022 t	0.0065 q	0.0001 l
	I	208.33 j-l	291.67 fg	95.50 ef	89.67 cd	0.0020 t	0.0098 q	0.00008 m
	M	237 gh	308.33 d-f	103.50 de	100.80 b	0.0019 t	0.0079 q	0.00008 m
	T	295.33 c	350 bc	119.17 bc	103.90 ab	0.0015 t	0.0056 q	0.00007 n
	MI	276.66 de	374 bc	117.17 c	102.70 b	0.0018 t	0.0078 t	0.00007 n
	IT	342 b	375 b	128 ab	104 ab	0.0014 t	0.0049 q	0.00008 m
	MT	362 a	430 a	136.83 a	112.61 a	0.0012 t	0.0046 q	0.0001 l
	MIT	286.66 cd	350 bc	117.67 c	103.30 b	0.0016 t	0.0061 q	0.00008 m
10	B	175.33 n-p	266.67 gh	82.83 g	84.23 d-f	1.8 q	4.24 mn	0.045 i
	I	182.66 m-o	270.33 gh	83.83 g	84.83 de	1.4 qr	3.55 n	0.028 k
	M	191.16 l-n	283.33 fg	85.33 g	84.83 de	1.1 rs	2.34 o	0.037 j
	T	241 gh	326.50 c-e	104.50 de	101.70 b	0.88 s	1.6 op	0.027 k
	MI	194 k-m	288.67 fg	86.83 fg	85.43 de	0.96 rs	1.9 op	0.024 kl
	IT	2536 f-g	230 c-e	106 d	102.10 b	0.86 s	1.56 op	0.027 k
	MT	260 ef	333.33 dc	116.17 c	102.50 b	0.82 s	1.02 pq	0.024 kl

	MIT	210.66 jk	297.33 e-g	99 de	99.60 b	0.91 s	1.89 op	0.025	kl
	B	110 x	100 no	53.67 op	74.29 f	4.6 l	7.3 ig	0.053	h
	I	168.33 or	233.33 i	81.83 g	83.73 d-f	3.8 m	6.6 jk	0.073	g
	M	173.66 n-q	238.67 hi	81.83 g	83.73 d-f	3.33 n	6.5 jk	0.077	fg
25	T	216 ij	300 d-g	100.50 de	100.20 b	2.7 op	5.8 lk	0.081	f
	MI	175 n-p	241.67 hi	82.33 g	83.93 d-f	3.13 no	6.2 ljk	0.076	fg
	IT	228.67 i	300 d-g	102 de	100.40 b	2.6 p	5.46 lk	0.079	f
	MT	231 hi	300 d-g	102 de	100.50 b	2.5 p	5.1 lm	0.070	g
	MIT	208.33 j-l	291.67 gf	98 de	98 bc	7.56 g	12.6 f	0.076	fg
	B	110 x	105.67 no	54.67 m-p	78.73 ef	6.9 h	11.8 f	0.096	def
	I	118.33 wx	105.67 no	56.17 m-p	78.83 ef	6.51 hi	11.67 f	0.098	de
	M	123.66 v-x	144 m-o	58.67 k-p	80.12 d-f	5.2 j	9.8 g	0.095	ef
50	T	154.33 q-t	172 kl	67.17 j-l	82.23 d-f	6.4 i	10.56 g	0.094	ef
	MI	137.33 t-v	130.67 m-o	62.17 j-p	80.94 d-f	5.19 k	8.4 h	0.095	ef
	IT	163.33 p-r	230.33 i	77.33 g-i	83.13 d-f	5.12 k	8.2 hi	0.096	def
	MT	168.33 o-r	230.33 i	79.83 gh	83.13 d-f	5.9 j	10.24 g	0.100	de
	MIT	152.33 r-t	166.67 lk	65.66 j-m	83.13 d-f	5.19 k	8.4 h	0.102	de
	B	66 y	97.33 o	52.67 p	63.17 g	10.20 b	16.6 b	0.106	d
	I	112.66 v-x	112.50 no	56.17 l-p	79.50 d-f	9.66 c	15.8 bc	0.148	b
	M	132.66 u-w	114.33 m-o	60.67 j-p	80.83 d-f	8.88 ed	14.3 ed	0.140	c
100	T	158.33 t	191.67 jk	68.17 i-k	82.53 d-f	9.29 cd	15.3 dc	0.154	a
	MI	141 s-v	133.33 nm	63.17 j	81.13 d-f	8.5 ed	13.8 e	0.152	ab
	IT	160 p-r	216.67 ij	69.66 ij	82.73 d-f	8.12 f	13.73 e	0.152	ab
	MT	161.66 p-r	225 i	70.72 h-j	82.73 d-f	9.2 cd	14.6 ed	0.146	bc
	MIT	150.33 rv	147 lm	64.67 j-n	81.42 d-f	11.25 a	17.8 a	0.149	b

در هر ستون میانگین‌های دارای حروف مشابه از نظر آزمون چند دامنه‌ای دانکن اختلاف معنی‌داری در سطح احتمال ۵ درصد ندارند.

In each column, means with similar letters don't have significantly different in probability level of 5%, from the view point of Duncan's multiple range tests.

B, I, M, MI, MIT, T, IT, and MT به ترتیب نشان‌دهنده عدم تلقیح، تلقیح با قارچ گلوموس اینترادایسز، گلوموس موسه‌آ، گلوموس موسه‌آ + گلوموس اینترادایسز، گلوموس موسه‌آ + ریزوبیوم تریفولی، قارچ گلوموس اینترادایسز + باکتری ریزوبیوم تریفولی و قارچ گلوموس موسه‌آ + ریزوبیوم تریفولی. B, I, M, MI, MIT, T, IT, and MT showed no inoculation, inoculation with *Glomus intraradices*, *Glomus mosseae*, *Glomus mosseae* + *Glomus intraradices*, *Glomus mosseae* + *Glomus intraradices* + *Rhizobium trifolii*, *Rhizobium trifolii*, *Glomus intraradices* + *Rhizobium trifolii*, and *Glomus mosseae* + *Rhizobium trifolii*, respectively.

منابع

1. Abdollahi S., and Golchin A. 2018. Biomass Production and Cadmium Accumulation and Translocation in Three Varieties of Cabbage 49(2): 243-259. (In Persian with English abstract)
2. Adewole M.B., Awotoye O.O., Ohiembor M.O., and Salami A.O. 2010. Influence of mycorrhizal fungi on phytoremediating potential and yield of sunflower in Cd and Pb polluted soils. *Journal of Agricultural Sciences* 55(1): 17-28.
3. Ahmad F., Ahmad I., and Khan M.S. 2008. Screening of free-living rhizospheric bacteria for their multiple plant growth promoting activities. *Microbiological Research* 163(2): 173-181.
4. Andrade S.A.L., Abreu C.A., de-Abreu M.F., and Silveria A.P.D. 2004. Influence of lead analysis of the FOREGS Geochemical database. *Geoderma* 148: 184-199.
5. Becerril F.R., Calantzis C., Turnau K., Caussanel J.P., Belimov A.A., Gianinazzi S., Strasser R.J., and Pearson V.G. 2002. Cadmium accumulation and buffering of cadmium-induced stress by arbuscular mycorrhiza in three *Pisum sativum* L. genotypes. *Journal of Experimental Botany* 53(371):1177-1185.
6. Bíró I., and Takács T. 2007. Effects of *Glomus mosseae* strains of different origin on plant macro- and micronutrient uptake in Cd-polluted and unpolluted soils. *Acta Agronomica Hungarica* 55(2): 183-192.
7. Bradley R., and Burt A.J. 1982. The biology of mycorrhiza in the Ericaceae. The role of mycorrhizal infection in heavy metal resistance. *New Phytologist* 91(2):197-209.
8. Caris C., Hördt W., Hawkins H.J., Römhild V., and George E. 1998. Studies of iron transport by arbuscular mycorrhizal hyphae from soil to peanut and sorghum plants. *Mycorrhiza* 8(1): 35-39.
9. Chang A.C., Page A.L., and Bingham F.T. 1981. Chemical composition of wastewater sludge. *Journal of Water Pollution Control Federation* 53(2):237-243.
10. Clark R.B., and Zeto S.K. 1996. Mineral acquisition by mycorrhizal maize grown on acid and alkaline soil. *Soil Biology and Biochemistry* 28(10-11): 1495-1503.
11. Entry J.A., Cromack Jr.K., Stafford S.G., and Castellano M.A. 1987. The effect of pH and aluminum concentration

- on ectomycorrhizal formation in *Abies balsamea*. Canadian Journal of Forest Research 17(8): 865-871.
12. Ernst W.H.O. 1996. Bioavailability of heavy metals and decontamination of soils by plants. Applied Geochemistry 11(1-2): 163-167.
13. Estefan G., Sommer R., and Ryan J. 2013. Methods of soil, plant, and water analysis. A manual for the West Asia and North Africa Region 170-176.
14. Gildon A., and Tinker P.B. 1981. A heavy metal-tolerant strain of mycorrhizal fungus. Transactions of the British Mycological Society 77: 648-649.
15. Giovannetti M., and Mosse B. 1980. An evaluation of techniques for measuring vesicular arbuscular mycorrhizal infection in roots. New Phytologist 489-500.
16. Janouskova M., Pavlikova D., Macek T., and Vosatka M. 2005. Influence of arbuscular mycorrhiza on the growth and cadmium uptake of tobacco with inserted metallothionein gene. Applied Soil Ecology 29(3): 209-214.
17. Joner E.J., and Leyval C. 1997. Uptake of 109 Cd by roots and hyphae of a *Glomus mosseae*, *Trifolium subterraneum* mycorrhiza from soil amended with high and low concentrations of cadmium. New Phytologist 135(2): 353-360.
18. Kabata-Pendias A. 2001. Trace elements in soils and plants. CRC Press Inc.: Boca Raton, Fl.
19. Kabata-Pendias A., and Pendias H. 1992. Trace elements in soils and plants. Trace elements in soils and plants.
20. Lagerwerff J.V., Biersdorf G.T., Milberg R.P., and Brower D.L. 1977. Effects of Incubation and Liming on Yield and Heavy Metal Uptake by Rye from Sewage-Sludged Soil. Journal of Environmental Quality 6(4): 427-431.
21. Li X., and Feng L. 2010. Spatial distribution of hazardous elements in urban topsoils surrounding Xi'an industrial areas, (NW, China): controlling factors and contamination assessments. Journal of Hazardous Materials 174(1-3): 662-669.
22. Lugtenberg B., and Kamilova F. 2009. Plant growth promoting rhizobacteria. Annual Review Microbiology 63: 541-56.
23. Malakoti M.J., and Homaei M. 2005. Fertility of arid and semi-arid soils (problems and solutions). Second Edition, Tarbiat Modares University Press. Tehran. Iran. (In Persian with English abstract)
24. McLaughlin M.J., Smolders E., Merckx R., and Maes A. 1997. Plant uptake of Cd and Zn in chelator-buffered nutrient solution depends on ligand type. In Plant nutrition for sustainable food production and environment. pp. 113-118. Springer, Dordrecht.
25. Mirsal I. 2008. Soil pollution: origin, monitoring and remediation. Springer Science and Business Media.
26. Mobin M., and Khan N.A. 2007. Photosynthetic activity pigment composition and antioxidative response of two mustard cultivars differing in photosynthetic capacity subjected to cadmium stress. Journal of Plant Physiology 164: 601-61.
27. Moradi S., Besharati H., Feizi Asl V., and Sheikhi J. 2017. Effects of drought stress, arbuscular mycorrhizal fungi and rhizobium treatments on nutrients concentration of roots, areal parts and soil in chickpea cultivation. Journal of Science and Technology of Greenhouse Culture 8(2): 13-25. (In Persian with English abstract)
28. Morton-Bermea O., Hernández-Álvarez E., González-Hernández G., Romero F., Lozano R., and Beramendi-Orosco L.E. 2009. Assessment of heavy metal pollution in urban topsoils from the metropolitan area of Mexico City. Journal of Geochemical Exploration 101(3): 218-224.
29. Naderi M., and Naderi Z. 2015. Plant growth promoting rhizobacteria and their role in remediation of heavy metal contaminated soils. Journal of Human and Environment 32: 33-46. (In Persian with English abstract)
30. Page A.L., Miller R.H., and Keeney D.R. 1982. Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties. American Society of Agronomy. In Soil Science Society of America 1159: 1-15.
31. Rasouli-Sadaghiani M., Khodaverdiloo H., Barin M., and Kazemalilou S. 2015. Influence of PGPR Bacteria and Arbuscular Mycorrhizal Fungi on Growth and some Physiological Parameters of *Onopordon acanthium* in a Cd-Contaminated Soil. Journal of Water and Soil 30(2): 542-554. (In Persian with English abstract)
32. Reichman S.M. 2007. The potential use of the legume-rhizobium symbiosis for the remediation of arsenic contaminated sites. Soil Biology and Biochemistry 39(10): 2587-2593.
33. Sandalio L.M., Dalurzo H.C., Gomez M., Romero-Puertas M.C., and Del Rio L.A. 2001. Cadmium-induced changes in the growth and oxidative metabolism of pea plants. Journal of Experimental Botany 52(364): 2115-2126.
34. Shahbaz M., Hashmi M.Z., Malik R.N., and Yasmin A. 2013. Relationship between heavy metals concentrations in egret species, their environment and food chain differences from two Headworks of Pakistan. Chemosphere 93(2): 274-282.
35. Sharma A.K., and Johri B.N. 2002. Arbuscular mycorrhizae: interactions in plants, rhizosphere and soils. Enfield, NH; Plymouth: Science Publishers.
36. Shirazi S.S., Ronaghi A., Karimian N., Yasrebi J., and Emam Y. 2012. Influence of cadmium toxicity on nitrogen and phosphorus uptake and some vegetative growth parameters in shoot of seven rice cultivars. Journal of Science and Technology of Greenhouse Culture 3(9): 107-118.
37. Taji H., and Golchin A. 2011. Effect of different levels of cadmium and sulfur on yield, cadmium concentration

- and micronutrients of corn (*Zea mays* L.) leaves and roots under greenhouse conditions. Journal of Science and Technology of Greenhouse Culture 1(4): 23-33. (In Persian with English abstract)
38. Tarafdar J.C., and Marschner H. 1994. Phosphatase activity in the rhizosphere and hyphosphere of VA mycorrhizal wheat supplied with inorganic and organic phosphorus. Soil Biology and Biochemistry 26(3): 387-395.
39. Vierheilig H. 2004. Further root colonization by arbuscular mycorrhizal fungi in already mycorrhizal plants is suppressed after a critical level of root colonization. Journal of Plant Physiology 161(3): 339-341.
40. Wallace A., and Wallace G.A. 1986. Effects of Soil Conditioners on Emergence and Growth of Tomato, Cotton, and Lettuce Seedlings. Journal of Soil Science 141(5): 313-316.
41. Weissen horn I., Mench M., and Leyval C. 1995. Bioavailability of heavy metals and arbuscular mycorrhiza in a sewage sludge amended sandy soil. Soil Biology and Biochemistry 27(3): 287-296.
42. Weissenhorn I., Leyval C., Belgy G., and Berthelin J. 1995. Arbuscular mycorrhizal contribution to heavy metal uptake by maize (*Zea mays* L.) in pot culture with contaminated soil. Mycorrhiza 5(4): 245-311.
43. Younesi O., Poustini K., Chaichi M.R., and Pourbabaie A.A. 2012. Effect of growth promoting Rhizobacteria on germination and early growth of two alfalfa cultivars under salinity stress condition. Journal of Crops Improvement 14(2): 83-97. (In Persian with English abstract)
44. Zhu Y.G., Christie P., and Laidlaw A.S. 2001. Uptake of Zn by arbuscular mycorrhizal White clover from Zn-contaminated soil. Chemosphere 42: 193-199.
45. Zimdahl R.L. 1976. Entry and movement in vegetation of lead derived from air and soil sources. Journal of the Air Pollution Control Association 26(7): 655-660.



The Response of Berseem Clover to Inoculation of *Rhizobium trifolii* and Arbuscular Mycorrhizal Fungi in Cadmium Contaminated Soils

L. Qasemifar¹- A. Golchin^{2*}- F. Rakhsh³

Received: 15-04-2019

Accepted: 29-11-2020

Introduction: The accumulation of heavy metals in water, sediments, and soils has led to serious environmental problems. In recent years, several processes have been developed with the aim of reducing or recovering heavy metals from contaminated environments. Physical and chemical approaches are capable of removing a broad spectrum of contaminants, but the main disadvantages of these methods lie in the increased energy consumption and the need for additional chemicals. In recent years, the processes such as bioleaching, biosorption, bioremediation, phytoremediation, and bio precipitation are all based on the use of microorganisms that have the ability to solubilize, adsorb, or precipitate heavy metals. Therefore, it is necessary to find some solutions to reduce the negative effects of heavy metals in soil.

Materials and Methods: A factorial experiment was conducted in the greenhouse of the Faculty of Agriculture, the University of Zanjan, using a completely randomized design with three replications. In this experiment, the effects of different levels of soil cadmium (0, 5, 10, 25, and 50 mg/Kg) and soil inoculation (without inoculation and inoculation with *Glomus mosseae*, *Glomus intraradices*, *Glomus mosseae* + *Rhizobium trifolii*, *Glomus intraradices* + *Rhizobium trifolii* bacterium, *Rhizobium trifolii*, *Glomus mosseae* + *Glomus intraradices* and *Glomus mosseae* + *Glomus intraradices* + *Rhizobium trifolii*) on growth of berseem clover were assessed.

Results and Discussion: The results of this study showed that the soil cadmium levels has a significant effect ($p < 0.05$ and $p < 0.01$) on fresh weights of aerial parts and roots, height, number of the plant in the pot, Fe, Zn and Cd concentrations in aerial parts and roots of berseem clover. The fresh weights of aerial parts and roots, height, number of the plant in the pot, Fe and Zn concentrations in aerial parts and roots of berseem clover decreased as the levels of soil cadmium increased. The lowest concentrations of iron and zinc were measured in treatment with 100 mg Cd/Kg. Also, Cd concentration in aerial parts and roots increased as the level of soil cadmium increased. The results of this experiment showed that soil inoculation with mycorrhizal fungi and *Rhizobium trifolii* had a significant effect ($p < 0.05$ and $p < 0.01$) on fresh weights of aerial parts and roots, height, number of plant per pot, Fe, Zn and Cd concentrations in aerial parts and roots of berseem clover. The inoculation of soil with mycorrhizal fungi and *Rhizobium trifolii* increased the fresh weights of aerial parts and roots, height and No. of plant per pot. The highest fresh weights of aerial parts and roots of berseem clover, height, and number of plant per pot were obtained in treatments co-inoculated with *Glomus mosseae* and *Rhizobium trifolii*. The highest and lowest concentrations of iron and zinc in aerial parts and roots of berseem clover were measured, respectively, for the treatment co-inoculated by *Glomus mosseae* and *Rhizobium trifolii* and control treatment (without inoculation). However, the opposite trends were found in Cd concentrations in the plant. The highest and lowest Cd concentrations in aerial parts and roots were measured in control treatment (without inoculation) and treatment co-inoculated by *Glomus mosseae* and *Rhizobium trifolii* (MT), respectively.

Conclusion: Bioremediation and phytoremediation are considered as two very safe and necessary technologies which naturally occur in the soil by microbes and plants and pose no hazard to the environment and the people life. The procedure of bioremediation and phytoremediation can be simply carried out on site without initiating a major disruption of normal actions and threatening the human life and the environment during transportation. Bioremediation and phytoremediation are used less than other technologies for cleaning-up the wastes and contaminated soils. Microorganisms and plants possess inherent biological mechanisms that enable them to survive under heavy metal stress and remove the metals from the environment. These microbes use various processes such as precipitation, biosorption, enzymatic transformation of metals, complexation and phytoremediation techniques of which phytoextraction and phytostabilization have been very effective. However, environmental conditions need to be adequate for effective bioremediation. The use of

1, 2 and 3- M.Sc. Graduate, Professor and Ph.D. Graduate, Department of Soil Science, University of Zanjan, respectively.

(* - Corresponding Author Email: agolchin2011@yahoo.com)

DOI: 10.22067/jsw.2021.14772.0

hyperaccumulator plants to remediate contaminated sites depends on the quantity of metal at that site and the type of soil. The results of this experiment showed that the *Rhizobium trifolii* and *Glomus mosseae* could be used to reduce the soil cadmium contamination. Also, the berseem clover is a hyperaccumulator plant for phytoremediation of cadmium in soils. According to the results of this study, co-inoculation of mycorrhizal fungus *Glomus mosseae* and *Rhizobium trifolii* can be recommended to improve the yield and uptake of micronutrients such as iron and zinc in cadmium contaminated soils.

Keywords: Heavy metal, Microorganism, *Glomus mosseae*, *Glomus intraradices*, Pollution



مقاله پژوهشی

کارایی روش جایگزینی حجمی در برآورد فرسایش شیاری در شیب‌ها و خاک‌های با بافت مختلف در منطقه نیمه‌خشک، استان زنجان

علی رضا واعظی^{۱*} - الهام محمدی^۲ - نسرین صادقیان^۳

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۰۳/۲۰

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۰۸/۱۴

چکیده

فرسایش شیاری یکی از مهم‌ترین اشکال فرسایش خاک در دامنه‌ها است. روش‌های مختلفی برای اندازه‌گیری این نوع فرسایش وجود دارد که یکی از آن‌ها روش جایگزینی حجمی است. هدف از انجام این پژوهش بررسی دقت روش جایگزینی حجمی در برآورد فرسایش شیاری در خاک‌های مختلف تحت شیب متفاوت است. برای انجام این مطالعه فرسایش شیاری در سه خاک با بافت مختلف (لوم، لوم رسی و لوم رس شنی) تحت چهار شیب متفاوت (۵، ۱۰، ۱۵ و ۲۰ درصد) با استفاده از جریانی با دبی ثابت ۰/۵ لیتر بر دقیقه در فلولی به ابعاد ۰/۳×۰/۳۲×۴ متر اندازه‌گیری شد. برای برآورد مقدار فرسایش شیاری با استفاده از روش جایگزینی حجمی، شیار ایجاد شده توسط جریان با استفاده از خاک عبور داده شده از الک دو میلی‌متر، جایگزین و وزن خاک فرسایش‌یافته تعیین شد. خطای روش با استفاده از آماره‌های ریشه میانگین مربعات خطا (RMSE) و میانگین خطای مطلق (ME) ارزیابی شد. بر اساس نتایج، مقدار فرسایش شیاری تحت تأثیر هر دو عامل (بافت خاک و درصد شیب) و برهمکنش بین آن دو قرار گرفت. بیشترین مقدار فرسایش شیاری در خاک لوم رسی (۳/۱۶ g/m².sec) و کمترین آن در خاک لومی (۰/۱۰ g/m².sec) مشاهده شد. در هر سه خاک مورد بررسی، روش جایگزینی حجمی منجر به بیش‌برآورد در فرسایش شیاری شد و بیش‌ترین خطای برآورد در خاک لوم رس شنی با ۲/۷۲ (g/m².sec) RMSE= و ME= ۷/۰۱۷ (g/m².sec) بود. با افزایش شیب سطح، مقدار خطای برآورد نیز افزایش یافت. این پژوهش نشان داد که روش جایگزینی حجمی، دچار عدم قطعیت در برآورد مقدار فرسایش شیاری با استفاده از نمونه خاک مشابه به ویژه در شیب‌های تندتر و خاک‌های حساس است. تغییرات فیزیکی خاک داخل شیار در اثر جریان آب و عدم مطابقت چگالی ظاهری نمونه خاک مشابه با خاک اصلی، از یک سو و رسوب‌گذاری پیوسته ذرات در طول شیار از سوی دیگر از دلایل این موضوع بود.

واژه‌های کلیدی: جریان متمرکز، حجم شیار، جدا شدن خاک، فلول آزمایشی، عدم قطعیت

مقدمه

خاک در شیارها به وسیله جریان آب به شرایط هیدرولیکی جریان وابسته است (۳۰). این نوع فرسایش، منبع و فرآیند عمده تولید رسوب در دامنه‌های شیب‌دار (۷)، به‌ویژه تحت بارندگی‌های شدید است (۵). وقوع فرسایش شیاری در زمین‌های حاصل‌خیز موجب خسارات زیاد در خاک‌های کشاورزی می‌شود (۲۵ و ۲۹). فرسایش شیاری در کنار فرسایش ورقه‌ای بیش‌ترین نقش را در فرسایش خاک^۶ در دامنه‌ها ایفا می‌کند (۲۵). بررسی روند برداشت ذرات از شیار، توسط جریان آب اطلاعاتی ارزشمند برای درک فرآیند فرسایش شیاری ارائه می‌دهد (۱۰). گسترش فرسایش شیاری به شدت بارندگی، خصوصیات هیدرولیکی جریان، درجه و طول شیب^۷ (۱۰، ۲۴ و ۳۵)، خصوصیات

فرسایش شیاری^۴ در اثر تولید جریان متمرکز در دامنه‌ها آغاز می‌شود و پس از سال‌ها، آبراهه‌ای کم‌عمق (کم‌تر از ۳۰ سانتی‌متر) در امتداد شیب به وجود می‌آید. در تعریفی دقیق‌تر، فرسایش شیار عبارت از جدا شدن و انتقال رسوب به‌وسیله جریان متمرکز آب^۵ در کانالی باریک و فرسایش‌پذیر است (۳ و ۸). نوع و شدت انتقال ذرات

۱، ۲ و ۳- به ترتیب استاد، دانش‌آموخته کارشناسی ارشد و دانش‌آموخته دکتری گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه زنجان
(*) نویسنده مسئول:
(Email: vaezi.alireza@znu.ac.ir)

DOI: 10.22067/jsw.v35i1.80261

4- Rill Erosion

5- Concentrated water flows

6- Soil Erosion
7- Slope Length

خاک (۳۳)، و کاربری زمین (۱۷) وابسته است.

شدت فرسایش شیاری در یک دامنه را می‌توان به روش‌های مختلف از جمله با استفاده از شبیه‌ساز باران (۱۴)، اندازه‌گیری تغییرات تراز سطحی خاک (۲۷ و ۳۷) و ردیابی عناصر کم‌یاب (۲۵) مورد بررسی قرار داد. روش جایگزینی حجمی، روشی جدید برای تعیین مقدار فرسایش شیاری در دامنه است. این روش بر مطالعه تغییرات در حجم خاک فرسایش یافته از شیار استوار است. در استفاده از این روش، تغییراتی مانند حجم شیار بررسی شده و از آن طریق مقدار فرسایش شیار تعیین می‌شود (۳۷). در روش‌های معمول اندازه‌گیری فرسایش شیار در آزمایشگاه یا مزرعه، شدت فرسایش شیار را با تولید جریان متمرکز آب و اندازه‌گیری مقدار خاک فرسایش یافته در واحد سطح و زمان به دست می‌آورند (۲، ۹ و ۴۰). با این وجود روش جایگزینی حجمی را می‌توان در دامنه‌هایی که بیشتر فرسایش شیار در آنها رخ داده است، برای برآورد فرسایش شیار مورد استفاده قرار داد. از مزایای این روش می‌توان به سادگی، امکان تعیین سریع فرسایش در مقاطع زمانی کوتاه (به‌طور مثال برای هر بارندگی) و نیز هزینه اندک آن اشاره نمود.

روش جایگزینی حجمی روشی است که یکسری از فضاهای مقطع عرضی را برای اندازه‌گیری و محاسبه حجم فرسایش و همچنین روند فرسایش در امتداد شیارهای فرسوده محاسبه می‌کند، این محاسبه و اندازه‌گیری مربوط به شرایطی است که حجم شیار با حجم خاک فرسایش یافته برابر است. این روش فرآیند فرسایش را در شیارهای فرسوده که حجم شیار با مقدار خاک فرسایش یافته برابر در نظر گرفته می‌شود، محاسبه و اندازه‌گیری می‌کند. در این روش اندازه و مورفولوژی شیار شاخصه‌هایی هستند که موجب خطاهای اندازه‌گیری می‌شوند (۶). این روش توسط ژانگ (۴۲) پایه‌ریزی شده و توسط پژوهشگران دیگر نیز توسعه داده شده است. از این روش می‌توان برای شبیه‌سازی فرآیند فرسایش شیار و برآورد و تشخیص تمام شاخص‌های یک مدل از قبیل سرعت جداسازی^۱، فرسایش پذیری، تنش برشی بحرانی و ظرفیت انتقال رسوب استفاده کرد (۲۲). روش دیگر آن است که شیار با خاک، ذرات فوم ریز یا دیگر مواد ممکن پر شوند البته این کار باید قبل از اینکه حجم و ظرفیت شیار برای تعیین میزان فرسایش، اندازه‌گیری شود، انجام گیرد (۱۳).

مطالعات اندکی در سراسر جهان در مورد استفاده از روش جایگزینی حجمی در برآورد فرسایش شیار انجام گرفته است که می‌توان به پژوهش‌های چن و همکاران (۹) در فلات لسی چین اشاره کرد. آن‌ها با استفاده از روش جایگزینی حجمی به بررسی وضعیت فرسایش شیار در خاک‌های چین پرداختند. برای این کار از فلوومی

به عرض ۰/۶ متر و طول ۱۲ متر و خاکی با بافت لوم سیلتی استفاده کردند. نتایج نشان داد که دامنه تولید رسوب بین ۳۴۰ تا ۹۲۰ کیلو گرم بر مترمربع متغیر بوده است. آنها نشان دادند که استفاده از این روش می‌تواند برای بررسی فرسایش شیار مفید و کاربردی باشد. از دیگر پژوهش‌های انجام شده بر روی این روش می‌توان به پژوهش ما و همکاران (۲۴) و یوگان و همکاران (۴۱) اشاره کرد.

اطلاعات اندکی در مورد مقدار فرسایش شیار در دامنه‌ها در سراسر سطح کره زمین وجود دارد چرا که اندازه‌گیری شدت این فرسایش وابسته به تولید جریان در هر دامنه است. طبیعتاً چنین کاری حتی در مقیاس آزمایشگاهی نیز هزینه‌بر و نیازمند صرف زمان است. از این رو دستیابی به روشی ساده و کم‌هزینه برای برآورد فرسایش شیار می‌تواند راهکاری اساسی برای تخمین شدت این فرسایش در مناطق مختلف باشد. با توجه به وابستگی شدت فرسایش شیار به نوع بافت خاک و شیب سطح، می‌توان روش جایگزینی حجمی را تحت تأثیر این عوامل مورد بررسی قرار داد. اهمیت این موضوع در خاک‌های مناطق نیمه‌خشک^۲ که از نظر ساختمانی ضعیف هستند و غالباً پوشش گیاهی^۳ ضعیفی بر روی آنها به وجود می‌آید، اهمیت دوچندانی دارد. بنابراین هدف از انجام این پژوهش ارزیابی روش جایگزینی حجمی در برآورد فرسایش شیار در برخی خاک‌های منطقه نیمه‌خشک تحت شیب‌های متفاوت بود.

مواد و روش‌ها

طرح آزمایشی

این پژوهش در سه خاک با بافت متفاوت (لوم، لوم رسی و لوم رس شنی) در چهار شیب مختلف (۵، ۱۰، ۱۵ و ۲۰ درصد) به صورت فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی در سه تکرار به صورت آزمایشگاهی انجام گرفت. مبنای انتخاب شیب سطح، مشاهده فرسایش خاک در منطقه در چنین شیب‌هایی (۳۸) و علت انتخاب این بافت‌های خاک، فراوانی خاک‌های ذکر شده در منطقه بود. آزمایش از طریق تولید جریان آب با دبی ثابت ۰/۵ لیتر بر دقیقه انجام گرفت. این شدت جریان مطابق با حداکثر دبی مورد انتظار در باران‌های شدید منطقه بود و نتایج پیش‌آزمایش روی نمونه‌های خاک نیز نشان داد که چنین جریانی، آستانه شدت جریان وقوع فرسایش شیار در خاک‌ها است. در مطالعه‌ای چن و همکاران (۱۰) نیز از شدت جریانی با دبی ۲، ۴ و ۸ لیتر بر دقیقه استفاده کرده‌اند. برای انجام آزمایش، خاک‌ها در محدوده دانشگاه زنجان شناسایی شدند. منطقه نمونه‌برداری دارای

2- Semi-Arid regions

3- Vegetation cover

1- Detachment Rate

طراحی فلوم آزمایشی

برای بررسی فرسایش شیبی در آزمایشگاه، از فلومی به طول ۴ متر با عرض ۳۲ سانتی‌متر و با عمق ۳۰ سانتی‌متر از جنس آهن گالوانیزه استفاده شد. به منظور شبیه‌سازی لایه سخت کفه، از یک لایه رس با عمق ۵ سانتی‌متری در کف فلوم استفاده و سپس متراکم شد (۹). برای طراحی آزمایش در سه تکرار، عرض فلوم توسط ورق‌هایی از جنس پلی‌اتیلن به سه بخش مساوی جدا شد. بدین ترتیب سه بخش برای ایجاد سه قطعه شیار به عرض ۱۰ سانتی‌متر و به طول ۴ متر در فلوم قابل اجرا بود. هر شیار با سطح مقطع سهمی به عمق ۳ سانتی‌متر و عرض ۷ سانتی‌متر و با طول ۴ متر ایجاد شد. در انتهای فلوم نیز خروجی‌هایی برای جمع‌آوری روان‌آب^۵ و رسوب کار گذاشته شد. مقدار خاک لازم برای هر بخش از فلوم تا ارتفاع ۲۵ سانتی‌متری برای رساندن به چگالی ظاهری خاک طبیعی محاسبه و به درون فلوم ریخته شد. برای ایجاد تراکم خاک و نزدیک‌سازی چگالی ظاهری خاک داخل فلوم به شرایط طبیعی، خاک در پنج مرحله با عمق ۵ سانتی‌متر ریخته شد. برای این کار ابتدا خاک داخل فلوم مرطوب شد و به وسیله تخته (۷ سانتی‌متر در ۴ متر) و با اعمال فشار ثابت و یکنواخت (با گذاشتن وزنه بر روی تخته) فشرده شدند و زمانی که تفاوت چگالی ظاهری خاک داخل فلوم با خاک مزرعه به کمتر از ۱۰ درصد رسید، آزمایش‌های فرسایشی آغاز شد.

اندازه‌گیری فرسایش شیبی

فرسایش شیبی در نمونه‌های خاک تحت شرایط رطوبتی ظرفیت مزرعه مورد بررسی قرار گرفت. در این شرایط رطوبتی، نگهداری جریان آب در خاک شیار به حداقل رسیده، فرسایش شیبی سریع‌تر رخ می‌دهد. برای این منظور، پیش از انجام آزمایش، خاک داخل فلوم ابتدا اشباع شد و سپس به مدت ۲۴ ساعت در شرایط زهکشی آزاد قرار گرفت تا به رطوبت ظرفیت مزرعه برسد. مقدار فرسایش شیبی، تحت شرایط هیدرولیکی ثابت در هر شیار با استفاده از جریانی با دبی ثابت ۰/۵ لیتر بر دقیقه در چهار شیب (۵، ۱۰، ۱۵ و ۲۰ درصد) و در سه تکرار اندازه‌گیری شد. جریان آب از طریق شلنگ شیر آب با دبی ثابت به ابتدای هر قطعه شیار وارد شد (شکل ۱). برای جلوگیری از شستشوی مستقیم خاک در ابتدای شیار، از پارچه کفی برای حمایت سطح خاک استفاده شد (۱۸). مقدار خاک فرسایش یافته از هر شیار از زمان رسیدن جریان به انتهای شیار تا ۳۰ دقیقه پس از آن در مخزن انتهایی فلوم جمع‌آوری شد. مقدار فرسایش شیبی بر اساس جرم خاک فرسایش یافته از شیار در واحد سطح شیار بر حسب گرم بر متر

بارندگی سالانه بین ۲۵۰ و ۵۰۰ میلی‌متر است و اقلیم آن بر اساس روش طبقه‌بندی اقلیمی دمارتن، نیمه‌خشک سرد است. خاک‌های منطقه نمونه‌برداری اغلب ماده آلی^۱ اندک دارند و پایداری آنها در برابر تنش‌های بیرونی مانند ضربه قطرات باران یا جریان آب بسیار اندک است. در این مناطق، خاک‌ها از پوشش گیاهی اندکی برخوردارند و گاه بدون پوشش گیاهی هستند. در دامنه‌های تحت این شرایط، خاک‌ها به شدت در معرض نیروی تخریبی باران و جریان آب ناشی از آن قرار می‌گیرند (۳۲).

نمونه‌برداری خاک

پیش از نمونه‌برداری، چگالی ظاهری^۲ خاک‌ها در محل نمونه برداری به وسیله سیندر فلزی (۴) با قطر داخلی (۴/۸۵ سانتی‌متر) و ارتفاع ۵ سانتی‌متر اندازه‌گیری شد. هدف از این کار، شبیه‌سازی شرایط خاک در آزمایشگاه با شرایط مزرعه‌ای بود. خاک‌ها از الک ۸ میلی‌متری عبور داده شدند (۹ و ۱۹). همچنین نمونه‌های خاک از عمق صفر تا ۳۰ سانتی‌متر برداشت شد.

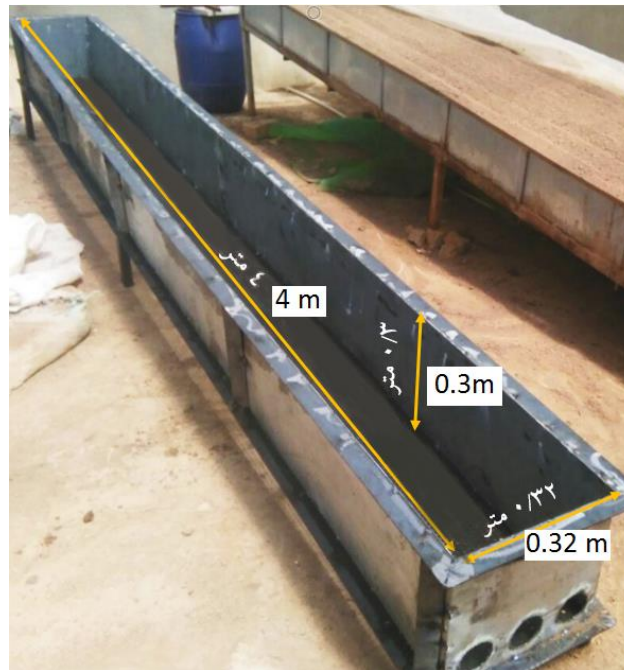
تعیین ویژگی‌های خاک

برای تعیین متوسط اندازه خاکدانه، نمونه‌های خاک طبیعی به‌وسیله سری الک‌های ۸، ۴/۷۵، ۲/۳۶، ۲، ۱/۱۸، ۰/۶، ۰/۳، ۰/۲۵ و ۰/۱۵ میلی‌متری جدا و متوسط قطر آن با شاخص میانگین وزنی قطر خاکدانه (در حالت خشک) تعیین شد. پایداری خاکدانه به روش الک تر در خاکدانه‌های با قطر ۵/۶ تا ۸ میلی‌متر با سرعت ۲۰ دور در دقیقه به مدت یک دقیقه تعیین شد. برای این کار از سری الک‌ها با قطر سوراخ ۵/۶، ۲، ۱/۱۸، ۰/۶، ۰/۲۵ و ۰/۱۵ میلی‌متر برای جداسازی خاکدانه‌های پایدار در آب استفاده شد و نهایتاً پایداری خاکدانه با شاخص میانگین وزنی قطر خاکدانه پایدار در آب (الک تر) محاسبه شد. هدایت هیدرولیکی اشباع خاک به روش بار ثابت (۱۲) اندازه‌گیری شد. در نمونه خاک‌های گذارنده شده از الک ۲ میلی‌متر، آزمایش‌های شیمیایی شامل محتوای کربنات کلسیم معادل خاک (CaCO_3eqv) به روش خنثی‌سازی با اسید کلریدریک یک نرمال (۲۸)، کربن آلی به روش اکسیداسیون تر (۳۹)، ظرفیت تبادل کاتیونی^۳ به روش باور (۲۰)، مقدار کاتیون سدیم (Na^+) به وسیله دستگاه فلیم فوتومتر (۳۶) و بر اساس آن درصد سدیم تبدلی^۴ و نسبت جذب سدیم (SAR) از روابط تجربی تعیین شدند (۳۶).

- 1- Organic Matter
- 2- Bulk Density
- 3- Cation Exchange Capacity
- 4- Exchangeable Sodium Percentage

مربع (g.m⁻².s⁻¹) به دست آمد.

مربع (g.m⁻²) محاسبه شد و شدت فرسایش شیلی بر اساس مقدار فرسایش شیلی در واحد زمان بر حسب گرم بر متر مربع در ثانیه



شکل ۱- نمایی از فلوم طراحی شده برای آزمایش‌های فرسایش شیلی

Figure 1- A view of the designed flume for rill erosion experiments

قبلاً از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شده بود، جایگزین شد. برای این منظور، مقدار خاک لازم برای پر کردن بخش‌های فرسایش یافته با ترازو توزین شد. بر اساس جرم کل مقدار خاک جایگزین شده در واحد سطح، مقدار خاک فرسایش یافته از هر شیار بر حسب گرم بر متر مربع به دست آمد (شکل ۲).

بررسی روش جایگزینی حجمی

برای برآورد فرسایش شیلی با استفاده از روش جایگزینی حجمی، شیارهای ایجاد شده در طول فلوم بررسی و با استفاده از نمونه خاک هواخشک شده جایگزین شد؛ به طوری که شکل مقطع شیار مشابه با شکل اولیه آن (قبل از ورود جریان به درون شیار) باشد. خاک جایگزین شده از نمونه خاک مشابه با خاک مورد آزمایش که



(ب)



(الف)

شکل ۲- نمایی از شیار ایجاد شده توسط جریان آب شبیه‌سازی شده (الف) و پر کردن شیار با خاک مشابه بر مبنای روش جایگزینی حجمی (ب)

Figure 2- A view of rill created by the simulated water flow (a) and fill the rills using similar soil using the Volumetric Replacement Method (b)

تحلیل داده‌ها

برای بررسی اثر عوامل مورد بررسی (بافت خاک و شیب سطح) بر فرسایش شیبی از روش تجزیه واریانس با استفاده از آزمون توکی در سطح احتمال ۹۵ درصد در محیط نرم‌افزار SPSS 24 استفاده شد. برای بررسی دقت روش جایگزینی حجمی در برآورد فرسایش شیبی، مقدار فرسایش خاک برآورد شده در مقابل مقدار فرسایش خاک اندازه گیری شده مورد مقایسه قرار گرفت و برای ارزیابی روش، از خط یک به یک و آماره‌های ریشه میانگین مربعات خطا^۱ (RMSE) و میانگین خطای مطلق^۲ (ME) (۱۶) استفاده شد:

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum (x_i - x_i^*)^2}{n}}$$

$$ME = \sqrt{\frac{\sum (x_i - x_i^*)^2}{n x_i}}$$

که در آن ها: x_i مقدار مشاهده‌ای فرسایش شیبی، x_i^* مقدار برآوردی فرسایش شیبی با استفاده از روش جایگزینی حجمی و n تعداد واحدهای آزمایشی (۱۲ واحد در ۳ تکرار) است.

نتایج و بحث

ویژگی‌های خاک‌ها

در جدول ۱ ویژگی‌های خاک‌های مورد بررسی ارائه شده است. نسبت جذب سدیم^۳ (SAR) از ۲/۸۶ در خاک لوم تا ۶/۷ در خاک لوم رسی متغیر بود و کم‌تر از حد سدیمی بوده و خاک‌های مورد مطالعه از این نظر در حد معمول قرار دارند. وجود مقدار زیاد کربنات کلسیم معادل در خاک‌ها (بین ۲۰ تا ۲۷ درصد) نشان از شرایط آهکی می باشد (۲۵). که به دلیل سنگ مادر آهکی خاک‌های منطقه بوده که به مرور زمان تحت تأثیر هوازدگی فیزیکی و شیمیایی قرار گرفته و خاک‌هایی سرشار از آهک را به وجود می‌آورد (۲۱). خاک‌ها از نظر ماده آلی بسیار فقیر (کم‌تر از ۰/۶ درصد) هستند و بیش‌ترین مقدار ماده آلی در خاک لوم با ۰/۵۸ درصد است. مواد آلی از طریق اتصال ذرات خاک به یکدیگر به فرآیند خاکدانه‌سازی و افزایش پایداری ساختمان خاک کمک می‌کند (۱۲). بیش‌ترین مقدار سنگریزه در خاک لوم رسی شنی (۱۸/۲۰ درصد) و کم‌ترین مقدار آن در خاک با بافت لوم رسی (۸/۷ درصد) است. تغییرات زیادی از نظر چگالی ظاهری بین خاک‌ها وجود ندارد به طوری که مقدار آن از ۱/۱۷ گرم بر

سانتی‌متر مکعب در خاک لوم رسی تا ۱/۲۹ گرم بر سانتی‌متر مکعب در خاک لوم رسی شنی متغیر است. بیش‌ترین مقدار تخلخل در خاک لوم رسی (۵۶ درصد) است که دلیل آن وجود مقدار رس زیاد در این خاک است. بررسی ویژگی‌های ساختمانی خاک شامل متوسط اندازه خاکدانه‌ها (۱/۰۷ تا ۲/۴۳ میلی‌متر) و پایداری خاکدانه‌ها^۴ در برابر آب (میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها حاصل از آزمایش الک تر) نشان داد که خاک‌های منطقه از درجه خاکدانه‌سازی کم و پایداری اندکی (با میانگین وزنی قطر کم‌تر از ۱ میلی‌متر) برخوردار هستند. با توجه به پایداری پایین ساختمان خاک، انتظار می‌رود خاک مقاومت کمی در برابر نیروهای فرساینده مانند جریان آب داشته باشد. مقدار هدایت هیدرولیکی اشباع در خاک‌ها بسیار متغیر بود و کم‌ترین مقدار آن در خاک لوم (۲/۸۲ سانتی‌متر بر ساعت) و بیش‌ترین مقدار در خاک لوم رس شنی (۸/۲۲ سانتی‌متر بر ساعت) است. این ویژگی خاک به شدت تحت تأثیر فراوانی ذرات اولیه، ساختمان و چگالی ظاهری قرار دارد و معمولاً در خاک‌های درشت بافت و حاوی سنگریزه زیاد مانند لوم رس شنی بیش‌تر است. وجود هدایت هیدرولیکی اشباع زیاد امکان زهکشی سریع آب از خاک را در بارندگی‌های شدید یا وقوع جریان‌های سطحی زیاد روی خاک فراهم می‌آورد.

قابلیت روش جایگزینی حجمی

در شکل ۳ نمایی از شیارهای ایجاد شده توسط جریان در شیب ۱۰ درصد نشان داده شده است. شدت وقوع فرسایش شیبی در خاک های مورد بررسی متفاوت بود.

در شکل ۴ نتایج ارزیابی روش جایگزینی حجمی در بافت‌های مختلف خاک با مقایسه پراکنش داده‌ها پیرامون خط ۱:۱، نشان داده است. ارزیابی خطا با استفاده از آماره‌های ریشه میانگین مربعات خطا (RMSE) و میانگین خطای مطلق (ME) نشان داد که مقدار RMSE از ۰/۶ (g/m².sec) در خاک لوم تا ۲/۷۲ در خاک لوم رس شنی تغییر می‌کند و مقدار ME از ۳/۸۶ (g/m².sec) در خاک لوم تا ۷/۰۲ (g/m².sec) در خاک لوم رس شنی متغیر است. بررسی پراکنش داده‌های برآوردی و مشاهده‌ای در پیرامون خط ۱:۱ نشانگر وجود بیش‌برآوردی در روش جایگزینی حجمی است. یکی از علل برآورد بیش‌تر از مقدار واقعی حجم خاک فرسایش یافته از شیار، تغییرات ویژگی‌های فیزیکی خاک داخل شیار در اثر عبور جریان آب طی آزمایش است. چگالی ظاهری خاک که ویژگی مهم فیزیکی خاک است، قبل از اعمال جریان با مقدار آن پس از ورود جریان آب و در نتیجه وقوع فرسایش شیبی تغییر پیدا می‌کند.

1- Root of mean square Error

2- Mean Error

3- Sodium Adsorption Ratio

4- Aggregate Stability

جدول ۱- ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد مطالعه

Table 1- Physicochemical properties of the soils

ویژگی‌های خاک Soil property	لوم Loam	لوم رسی Clay Loam	لوم رس شنی Sandy Clay Loam
شن (%) Sand (%)	45.72	26.88	55.00
سیلت (%) Silt (%)	36.77	35.60	22.50
رس (%) Clay (%)	17.50	35.70	22.50
سنگ‌ریزه (%) Gravel (%)	15.60	8.70	18.20
چگالی ظاهری (g.cm^{-3}) BD (g.cm^{-3})	1.20	1.17	1.29
متوسط قطر خاکدانه‌ها MWD _{dry} (mm)	2.22	1.07	2.43
پایداری خاکدانه‌ها (mm) MWD _{wet} (mm)	0.97	0.52	0.97
هدایت هیدرولیکی اشباع (cm.h^{-1}) K_s (cm.h^{-1})	2.82	5.34	8.22
تخلخل (%) Porosity (%)	54.70	55.80	47.90
نسبت جذب سدیم ($\text{meq. L}^{-0.5}$) SAR ($\text{meq. L}^{-0.5}$)	2.80	6.70	2.90
کربنات کلسیم معادل (%) CaCO_3 (%)	27.00	23.30	20.00
ماده آلی (%) OM (%)	0.58	0.44	0.34

بیان کردند که در فرسایش شیاری اگر روند خروج رسوب از شیاریها افزایش یابد، می‌تواند از ظرفیت انتقال جریان بیش‌تر شود و در نتیجه بخشی از آن در داخل شیاریها قبل از اینکه به خروجی برسد مجدداً ته‌نشست شود، این امر نیز می‌تواند یکی از منابع خطا در برآورد مقدار خاک فرسایش یافته ناشی از ایجاد شیاری در روش جایگزینی حجمی باشد.

در شکل ۵ نیز مقایسه روش جایگزینی حجمی با مقدار واقعی فرسایش شیاری در شیب‌های مختلف نشان داده شده است. مقدار RMSE از $1/0.8 \text{ (g/m}^2\text{.sec)}$ در شیب ۱۰ درصد تا $1/86 \text{ (g/m}^2\text{.sec)}$ در شیب ۲۰ درصد تغییر می‌کند و مقدار ME از $8/36 \text{ (g/m}^2\text{.sec)}$ در شیب ۵ درصد تا $2/04 \text{ (g/m}^2\text{.sec)}$ در شیب ۱۵ درصد تغییر است. به‌طور کلی با افزایش شیب سطح، مقدار RMSE افزایش یافت (شکل ۶). این نتیجه نشان می‌دهد که روش جایگزینی حجمی، دقت کافی در برآورد مقدار فرسایش شیاری به ویژه در شیب‌های تندتر را ندارد.

علت دیگر وجود خطای بیش‌برآورد، فرسایش و رسوب‌گذاری پیوسته در طول شیاری در اثر عبور جریان آب است. ذرات خاک از بخش‌هایی از شیاری برداشت شده اما در بخش‌های پایین‌تر رسوب یافته، از فلولم خارج نمی‌شوند. در این صورت ریخت‌شناسی شیاری حتی در بخش‌هایی از طول شیاری که در آن فرسایش رخ نداده، به دلیل رسوبگذاری مواد فرسایش یافته از بالادست شیاری تغییر می‌یابد. این پدیده موجب می‌شود خاک هدررفته از شیاری کم‌تر از مقدار فرسایش شیاری باشد. از این رو مقدار رسوب (خاک هدررفته) اندازه‌گیری شده در پایین شیاری اغلب کم‌تر از مقدار واقعی فرسایش در شیاری است. وانگ و لای^۱ (۴۲) با استفاده از اسکنر لیزری به بررسی و برآورد فرسایش شیاری پرداختند. نتایج این پژوهشگران نیز نشان داد که روش اسکنر لیزری نیز در زمان‌های مختلف همانند روش جایگزینی حجمی دچار بیش‌برآوردی است. همچنین هوانگ و همکاران (۱۸)



لوم رسی Clay loam



لوم Loam



لوم رس شنی Sandy clay loam

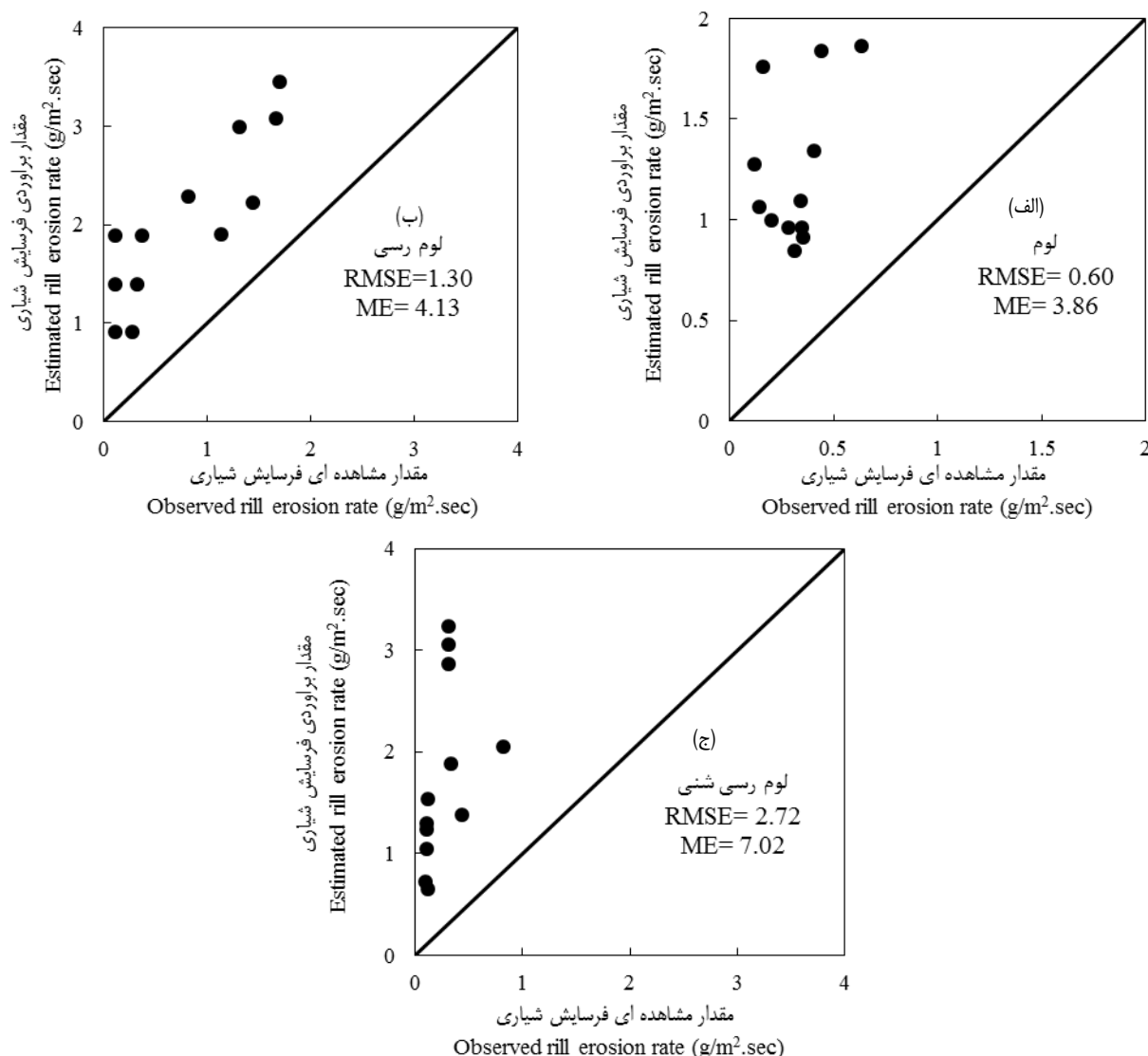
شکل ۳- نمایی از شیارهای ایجاد شده در اثر جریان آب شبیه‌سازی شده در سه خاک مورد مطالعه در شیب ۱۰ درصد
Figure 3- Views of the rills created by the simulated water flow in the soils under 10% slope gradient

مقدار فرسایش شیب‌ها در خاک‌های مورد بررسی به جز خاک لوم تحت تأثیر شیب قرار گرفت؛ به‌طوری که با افزایش شیب سطح، شدت فرسایش شیب‌ها افزایش معنی‌داری یافت (شکل ۷). در خاک لوم با افزایش شیب از ۵ تا ۱۵ درصد میزان فرسایش شیب‌ها افزایش یافت که دلیل آن حساسیت ذرات و مستعد بودن آن‌ها برای انتقال و وجود مقادیر زیادی سیلت و شن ریز در این خاک است اما در شیب ۲۰ درصد از مقدار فرسایش به شدت کاسته شد. وضعیت ساختمانی بهتر این خاک از نظر متوسط اندازه خاکدانه (۲/۲۲ میلی‌متر) و پایداری زیاد خاکدانه‌ها (۰/۹۷ میلی‌متر) از یک سو و فراوانی اندک

در شکل ۶ تغییرات RMSE و ME در شیب‌های مختلف نمایش داده شده است. همانگونه که مشاهده می‌شود تغییرات افزایش RMSE در شیب‌های ۵، ۱۰ و ۱۵ درصد اندک بوده اما در شیب ۲۰ درصد مقدار خطا ($RMSE = 1/86 \text{ g/m}^2 \cdot \text{sec}$) افزایش بیشتری داشت. همچنین بررسی تغییرات ME نسبت به شیب نشان داد که با افزایش شیب مقدار ME کاهش یافت اما مقدار آن در شیب ۲۰ درصد نسبت به شیب ۱۵ درصد افزایش پیدا کرد. این نتیجه نشان می‌دهد که شیب عاملی مهم در کارایی روش جایگزینی حجمی در برآورد فرسایش شیب‌ها در خاک‌های مورد بررسی است.

وجود تولید جریان بیشتر، هدررفت خاک از شیار کمتر شود.

ذرات ریز مانند رس از سوی دیگر، از دلایل حساسیت کمتر این خاک به فرسایش شیار بود که موجب شد حتی در شیب تند (۲۰ درصد) با

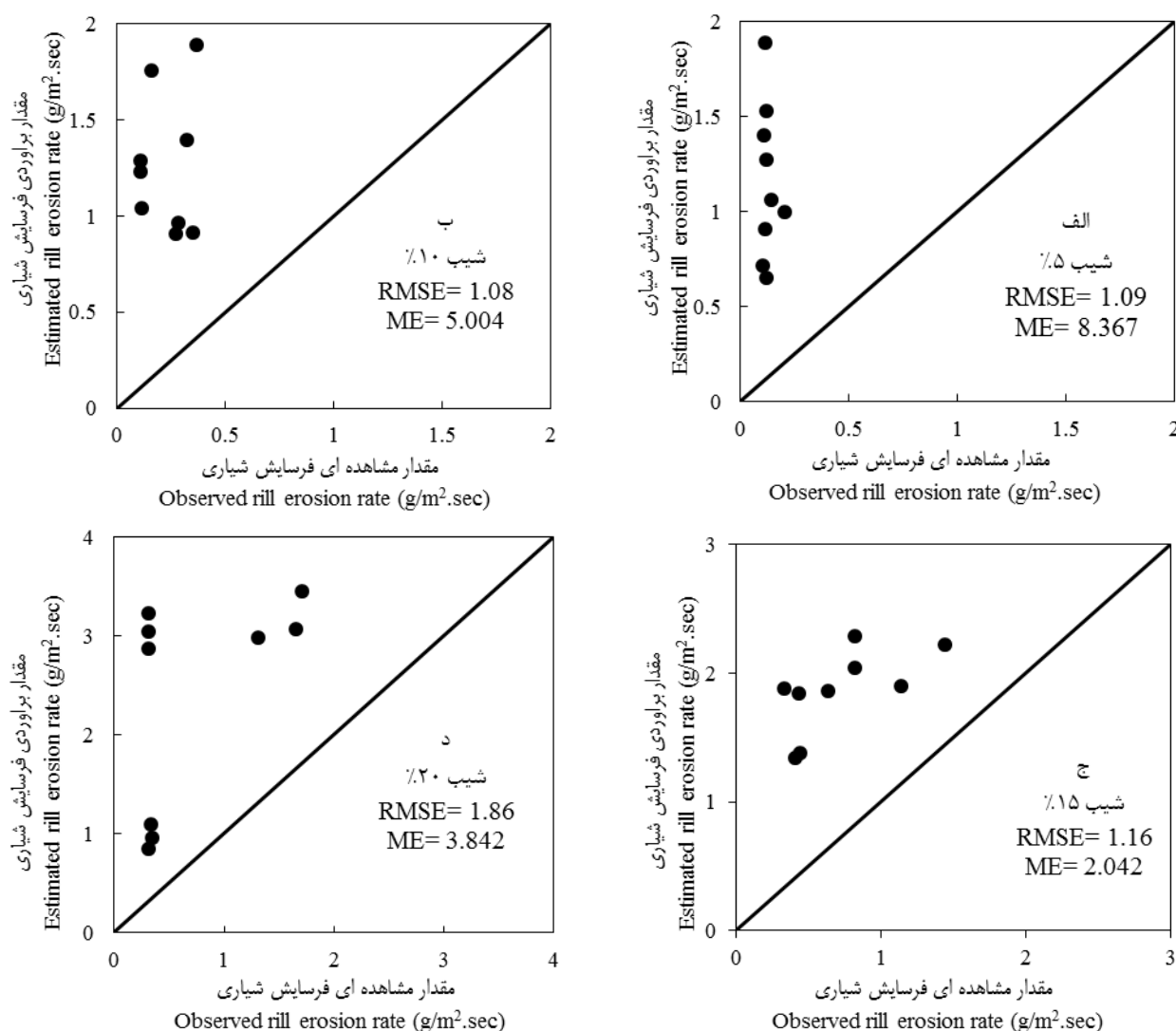


شکل ۴- مقدار برآوردی فرسایش شیار بر اساس روش جایگزینی حجمی در برابر مقدار مشاهده‌ای آن در خاک لوم (الف) لوم رسی (ب) و لوم رسی شنی (ج)

Figure 4- Estimated values of rill erosion using the Volumetric replacement method versus the observed values in the study soils; Loam (a) Clay loam (b) and Sandy loam (c)

و سیلت، خاکدانه‌های ریز (اجتماع ذرات رس) نیز تولید می‌شوند و طبیعتاً به دلیل وزن کمی که چنین ذراتی دارند به آسانی جریان آب می‌تواند آنها را منتقل کند. علت افزایش شدت فرسایش شیار با افزایش درجه شیب سطح، تشدید تولید جریان آب گزارش شده است. در این راستا چن و همکاران (۹) مطالعه‌ای در خاک لوم سیلتی تحت پنج درجه شیب ۵، ۱۰، ۱۵، ۲۰ و ۲۵ و سه دبی جریان دو، چهار و هشت لیتر بر دقیقه انجام و نشان دادند که با افزایش شیب، دبی جریان و در نتیجه مقدار فرسایش شیار افزایش می‌یابد.

خاک لوم رسی، حساس‌ترین خاک به فرسایش شیار با تغییر درجه شیب سطح بود. فراوانی بیشتر ذرات ریز به ویژه رس و سیلت (مجموعاً ۷۱/۳ درصد) و نیز مقدار اندک خاکدانه‌ها (۱/۰۷) و ناپایداری آن‌ها در برابر آب (۰/۵۳ میلی‌متر) از جمله عواملی هستند که حساسیت این خاک را به فرسایش شیار افزایش می‌دهند. از این رو با افزایش شیب، به دلیل تخریب زیاد خاکدانه‌ها و موجودیت فراوان ذرات قابل انتقال مانند رس، شدت فرسایش شیار نیز افزایش یافت. با تخریب خاکدانه، علاوه بر تولید ذرات اولیه مانند رس



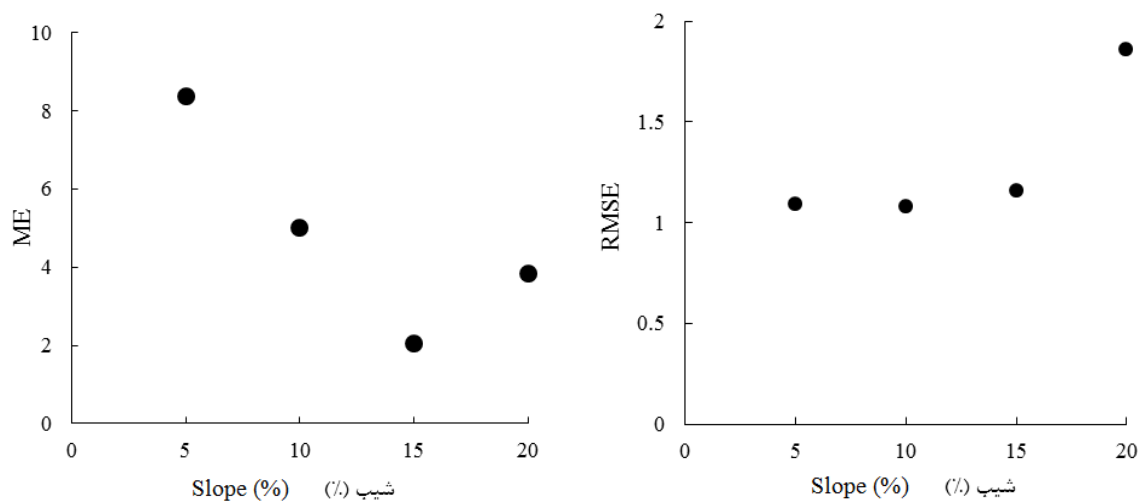
شکل ۵- مقدار برآوردی فرسایش شیاری بر اساس روش جایگزینی حجمی در برابر مقدار مشاهده‌ای آن در شیب ۵ (الف)، ۱۰ (ب)، ۱۵ (ج) و ۲۰ درصد (د)

Figure 5- Estimated values of rill erosion using the Volumetric Replacement Method versus the observed values under slope gradients; 5% (a), 10% (b), 15% (c) and 20% (d)

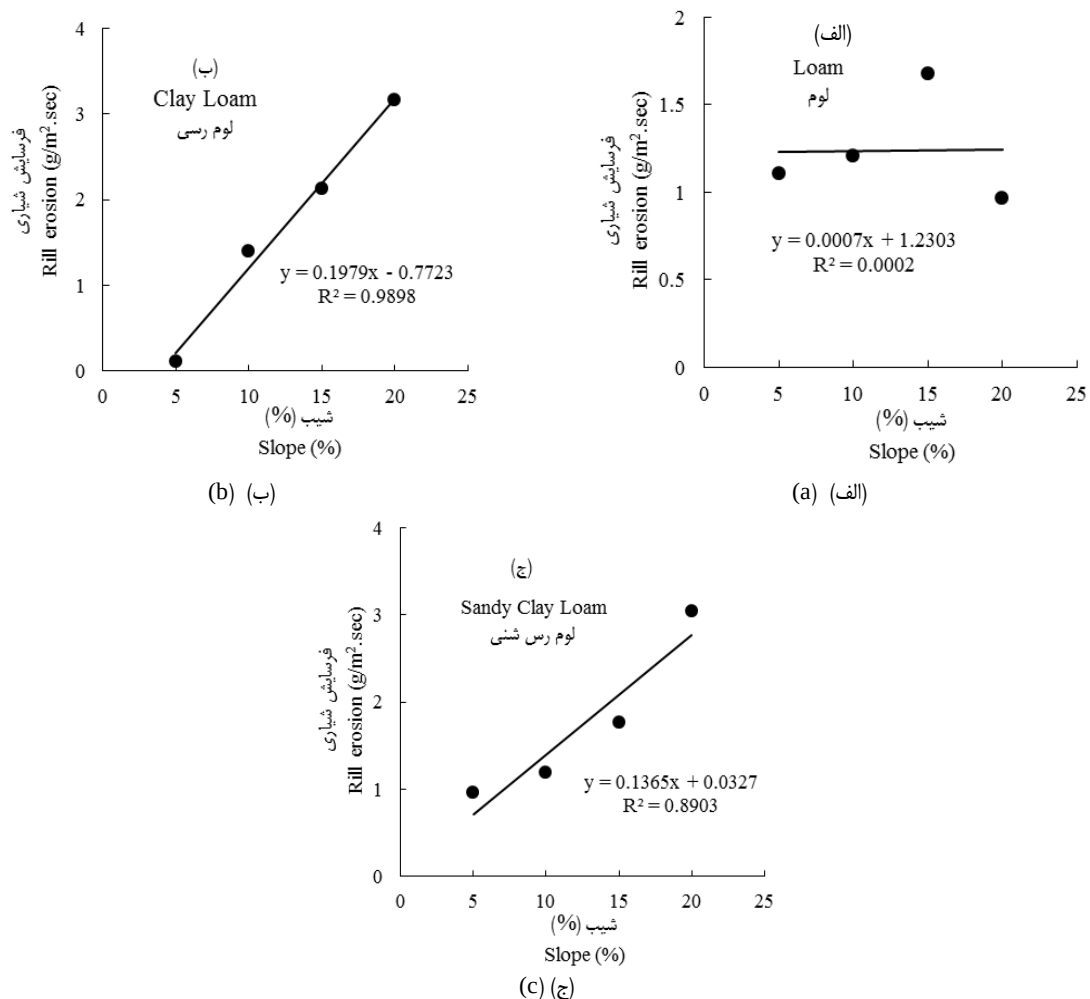
بررسی تأثیر شدت بارندگی و درجه شیب در ویژگی‌های هیدرولیکی جریان در شیار و فرآیندهای پویا پرداختند. برای این منظور از فلومی به طول ۱۰، عرض ۱/۵ و ارتفاع ۰/۵ متر، تحت سه شدت بارندگی (۵۰، ۷۰ و ۱۰۰ میلی متر در ساعت) و سه درجه شیب (۱۰، ۱۵ و ۲۰) استفاده شد. نتایج نشان داد که فرسایش شیاری به سرعت جریان شیار و قدرت جریان حساس بود. با وجود تأثیر مثبت شیب سطح بر فرسایش شیاری در اغلب خاک‌ها، مقدار خطای برآورد روش جایگزینی حجمی در شیب‌های تند، کم تر بود.

اکسوی^۱ و همکاران (۱) بیان کردند که با افزایش شیب مقدار رسوب خروجی از شیارها به صورت خطی افزایش می‌یابد. لی^۲ و همکاران (۲۲) بیان کردند که با افزایش شیب و دبی جریان، ظرفیت انتقال ذرات خاک و در نتیجه فرسایش شیاری افزایش می‌یابد. وانگ و لای (۴۰) نشان دادند که با افزایش شیب از ۵ تا ۲۵ درجه میزان فرسایش شیاری افزایش یافته است و از ۲۵ تا ۳۰ درجه مقدار فرسایش شیاری کاهش پیدا کرده است. شن و همکاران (۳۴) نیز به

1- Aksoy
2- Lei



شکل ۶- تغییرات ریشه میانگین مربعات خطا یا RMSE (الف) و میانگین خطای مطلق ME در شیب‌های مختلف
Figure 6- Variation of the root mean squares error, RMSE (a) and mean absolute error, ME (b) in various slopes



شکل ۷- رابطه بین فرسایش شیار و شیب‌ها در خاک‌های مورد بررسی؛ لوم (الف، لوم رسی (ب) و لوم رس شنی (ج)
Figure 7- Relationships between rill erosion and slope gradient in the soils: loam (a), clay loam (b) and sandy clay loam (c)

فرسایش شیب‌ها است. میزان بیش‌برآورد بسته به بافت خاک و درجه شیب تغییر می‌کند و عمدتاً در خاک‌های با بافت ریز و در شیب‌های بالا بیش‌تر است. تغییر در ویژگی‌های فیزیکی خاک از جمله چگالی ظاهری در اثر جریان متمرکز آب، عاملی مهم است که محاسبه حجم شیار به‌وجود آمده در اثر جریان آب را دچار خطای زیاد می‌کند. در خاک‌های ریزبافت و در شیب‌های تند، شدت تغییر ویژگی‌های فیزیکی خاک در اثر جریان آب بیش‌تر است. از سوی دیگر، رسوب گذاری ذرات فرسایش یافته در بخش‌های مختلف طول شیار و عدم امکان انتقال آنها به نقطه خروجی شیار موجب می‌شود مقدار خاک هدررفته از شیار کم‌تر از مقدار خاک فرسایش یافته در شیار باشد. در پژوهش‌های آینده می‌توان روش جایگزینی حجمی را در شرایط طبیعی دامنه و تحت جریان‌های با دبی متفاوت و یا تحت باران‌های شبیه‌سازی شده همراه با اثر توأم فرسایش بین شیب‌ها مورد ارزیابی قرار داد تا مدیریت مناسب‌تر و دقیق‌تری برای مهار فرسایش در منطقه انجام داد.

این نتیجه نشان می‌دهد زمانی که مقدار فرسایش شیب‌ها به دلایل متعدد از جمله تندی شیب افزایش می‌یابد و شیارهای حجیم (عریض‌تر و عمیق‌تر) تشکیل می‌شود، روش جایگزینی حجمی با خطای زیادی روبرو می‌شود. به عبارت دیگر زمانی که شیارها کوچک‌تر هستند، دقت روش جایگزینی حجمی بیش‌تر است چرا که جایگزینی شیار کوچک با نمونه خاک مشابه با خطای کم‌تری مواجه است. در شرایطی که فرسایش شیب‌ها شدیدتر است، شکل هندسی مقطع شیار در طول شیار تغییرات زیادی پیدا می‌کند و حتی ممکن است در بخش‌هایی از طول شیار رسوب‌گذاری رخ دهد. از این رو جایگزینی خاک از دست رفته از شیار با نمونه خاک مشابه به صورتی که مقطع شیار مشابه با مقطع اولیه (پیش از فرسایش) باشد، سخت بوده و دچار خطای زیاد می‌باشد.

نتیجه‌گیری

ارزیابی روش جایگزینی حجمی در خاک‌های مورد بررسی تحت شیب‌های متفاوت نشان داد که این روش دچار بیش‌برآورد از نظر

منابع

1. Aksoy H., Unal N. E., Cokgor S., Gedikli A., Yoon J., Koca K., and Pak G. 2013. Laboratory experiments of sediment transport from bare soil with a rill. *Hydrological sciences Journal* 58(7): 1505-1518.
2. Asadi H., Aligoli M., and Gorji M. 2017. Dynamic Changes of Sediment Concentration in Rill Erosion at Field Experiments. *JWSS-Isfahan University of Technology* 20(78): 125-139. (In Persian)
3. Bagnold R.A. 1966. An approach to the sediment transport problem from general physics. US government printing office.
4. Blake G.R., and Hartge K.H. 1986. Bulk Density 1. *Methods of Soil Analysis: Part 1—Physical and Mineralogical Methods, (methodsofsoilan1)*, 363-375.
5. Bonilla C.A., and Johnson O.I. 2012. Soil erodibility mapping and its correlation with soil properties in Central Chile. *Geoderma* 189: 116-123.
6. Casali J., Loizu J., Campo M.A., De Santisteban L.M., and Álvarez-Mozos J. 2006. Accuracy of methods for field assessment of rill and ephemeral gully erosion. *Catena* 67(2): 128-138.
7. Cerdan O., Le Bissonnais Y., Couturier A., Bourennane H., and Souchère V. 2002. Rill erosion on cultivated hillslopes during two extreme rainfall events in Normandy, France. *Soil and Tillage Research* 67(1): 99-108.
8. Chen X.Y., Huang Y.H., Zhao Y., Mo B., Mi H.X., and Huang C.H. 2017. Analytical method for determining rill detachment rate of purple soil as compared with that of loess soil. *Journal of Hydrology* 549: 236-243.
9. Chen X.Y., Zhao Y., Mi H.X., and Mo B. 2016. Estimating rill erosion process from eroded morphology in flume experiments by volume replacement method. *Catena* 136: 135-140.
10. Chen X.Y., Zhao Y., Mo B., and Mi H.X. 2014. An improved experimental method for simulating erosion processes by concentrated channel flow. *Plos one* 9(6): e99660.
11. Fallow D.J., Elrick D.E., Reynolds W.D., Baumgartner N., and Parkin G.W. 1994. Field measurement of hydraulic conductivity in slowly permeable materials using early-time infiltration measurements in unsaturated media. In *Hydraulic conductivity and waste contaminant transport in soil*. ASTM International.
12. Felton G.K. 1995. Temporal variation of soil hydraulic properties on municipal solid waste amended mine soils. *Transactions of the ASAE* 38(3): 775-782.
13. Fenli Z. 1989. A Research on Method of Measuring Rill Erosion Amount [J]. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 4.
14. Gao Y., Zhu B., He N., Yu G., Wang T., Chen W., and Tian J. 2014. Phosphorus and carbon competitive sorption-desorption and associated non-point loss respond to natural rainfall events. *Journal of Hydrology* 517: 447-457.
15. Ghose D.K., and Samantaray S. 2019. Estimating Runoff Using Feed-Forward Neural Networks in Scarce Rainfall

- Region. In Smart Intelligent Computing and Applications (pp. 53-64). Springer, Singapore. RMSE
16. Goodarzi M.S., Amiri B.J., and Navardi S. 2018. Investigating the Optimization Strategies on Performance of Rainfall-Runoff Modeling. *EPiC Series in Engineering*, 3: 827-835. RMSE VAAAAAa ME
17. Govers G., Giménez R., and Van Oost K. 2007. Rill erosion: exploring the relationship between experiments, modelling and field observations. *Earth-Science Reviews* 84(3-4): 87-102.
18. Huang Y., Chen X., Luo B., Ding L., and Gong C. 2015. An experimental study of rill sediment delivery in purple soil, using the volume-replacement method. *PeerJ* 3: e1220.
19. Jin K., Cornelis W. M., Gabriels D., Baert M., Wu H.J., Schiettecatte W., ... and Hofman G. 2009. Residue cover and rainfall intensity effects on runoff soil organic carbon losses. *Catena* 78(1): 81-86.
20. Klute A. 1986. Water retention: Laboratory methods, *Methods of Soil Analysis, Part I*, A. Klute, 635-660. Am. Soc. Agron., Madison, Wisc.
21. Kowalska J.B., Zaleski T., Józefowska A., and Mazurek R. 2019. Soil formation on calcium carbonate-rich parent material in the outer Carpathian Mountains-A case study. *Catena* 174: 436-451.
22. Lei T.W., Zhang Q.W., and Yan L.J. 2009. Physically-based rill erosion model.
23. Liu F., Zhang G. H., Sun L., and Wang H. 2016. Effects of biological soil crusts on soil detachment process by overland flow in the Loess Plateau of China. *Earth Surface Processes and Landforms* 41(7): 875-883.
24. Ma Y., Lei T., and Xiusheng Y. 2015. Volume replacement method for partitioning contents of rocks, soil particles and water mixture. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering* 31(9): 85-91.
25. Miao C., Ni J., Borthwick A.G., and Yang L. 2011. A preliminary estimate of human and natural contributions to the changes in water discharge and sediment load in the Yellow River. *Global and Planetary Change* 76(3-4): 196-205.
26. Mirhasani M., Rostami N., Bazgir M., and Tavakoli M. 2019. Threshold friction velocity and soil loss across different land uses in arid regions: Iran. *Arabian Journal of Geosciences* 12(3): 91.
27. Najafi A., Solgi A., and Sadeghi S.H. 2009. Soil disturbance following four wheel rubber skidder logging on the steep trail in the north mountainous forest of Iran. *Soil and Tillage Research* 103(1): 165-169.
28. Pansu M., and Gautheyrou J. 2007. *Handbook of soil analysis: mineralogical, organic and inorganic methods*. Springer Science and Business Media.
29. Poesen J., Nachtergaele J., Verstraeten G., and Valentin C. 2003. Gully erosion and environmental change: importance and research needs. *Catena* 50(2-4): 91-133.
30. Refahi H. 2015. *Water erosion and control*, Tehran: university of Tehran press, 8th Edition. (In Persian)
31. Refahi H.G. 2003. *Water erosion and control*, Tehran: university of Tehran press.
32. Ries J.B., and Hirt U. 2008. Permanence of soil surface crusts on abandoned farmland in the Central Ebro Basin/Spain. *Catena* 72(2): 282-296.
33. Romero C.C., Stroosnijder L., and Baigorria G. A. 2007. Interrill and rill erodibility in the northern Andean Highlands. *Catena* 70(2): 105-113.
34. Shen H., Zheng F., Wen L., Han Y., and Hu W. 2016. Impacts of rainfall intensity and slope gradient on rill erosion processes at loessial hillslope. *Soil and Tillage Research* 155: 429-436.
35. Su Z.L., Zhang G.H., Yi T., and Liu F. 2014. Soil detachment capacity by overland flow for soils of the Beijing region. *Soil Science* 179(9): 446-453.
36. Sumner M. E. 1993. Sodic soils-New perspectives. *Soil Research* 31(6): 683-750.
37. Toy T.J., Foster G.R., and Renard K.G. 2002. Soil erosion processes, prediction measurement under simulated rainfall. *Journal of Soil Science* 150: 787-798.
38. Vaezi A.R., and Ebadi M. 2017. Particle size distribution of surface-eroded soil in different rainfall intensities and slope gradients. *Journal of Water and Soil* 31(1): 216-29. (In Persian with English abstract)
39. Walkley A., and Black I. A. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science* 37(1): 29-38.
40. Wang Y.C., and Lai C.C. 2018. Evaluating the erosion process from a single-stripe laser-scanned topography: A laboratory case study. *Water* 10(7): 956.
41. Yuequn D., Fang L., Qingwen Zh., Tingwu L. 2015. Determining ephemeral gully erosion process with the volume replacement method, *CATENA* (131): 119-124.
42. Zheng F.L. 1998. Study on interrill erosion and rill erosion on slope farmland of loess area. *Acta Pedologica Sinica* 35(1): 95-103. (In Chinese)



Efficiency of the Volumetric Replacement Method in Estimating Rill Erosion under Different Slopes and Soil Textures in Semi-Arid Region, Zanzan Province

A.R. Vaezi^{1*}- E. Mohammadi²- N. Sadeghian³

Received: 10-06-2019

Accepted: 04-11-2020

Introduction: Rills are usually found on the sloping fields worldwide, especially in semi-arid slopes, where vegetation covers are often poor and soils are weakly aggregated. Rill erosion is recognized as an important process of water erosion on agricultural land in these regions and causes a grate amount of soil loss. Understanding rill erosion rate is important in the prediction of soil erosion and the prevention of soil loss in the lands. Rill erosion is often easy to observe but difficult to measure because of its complexity and stochastic nature. A common method used to determine rill erosion rate is measuring sediment concentration distribution of eroding rill flow under different flow rates. However, it is not only time-consuming but also had to measure. The volume Replacement Method is an easy method to estimate soil loss from rills in the sloped lands. Limited information is available concerning the ability of this method in different soil textures under slope gradients. Therefore, this study was conducted to evaluate the ability of the method to estimate rill erosion of semi-arid soils.

Materials and Methods: This study was conducted on three different soil textures i.e. loam, clay loam and sandy clay loam under four slope gradients including 5, 10, 15 and 20% using factorial arrangement based on completely randomized block design with three replications in the laboratory. A flume with 0.3 m width and 4 m length was subdivided into strips of 0.1 m width and 4 m length to imitate eroding rills. Soil samples for each soil texture were passed from 8-mm sieve and packed into the flumes at its bulk density in the field. Prior to each experimental run, the soil materials were pre-wetted to reach to water-holding capacity. Tap water was introduced into the rill from the upper end, through a water supply tank and a pump at a constant flow rate of 0.5 L.min⁻¹. After erosion, the flume was lowered to the horizontal position for the measurements of eroded rill volumes. The rill volume was determined using soil samples passed from a 2-mm sieve. Soil loss mass eroded from soil surface was computed using rill volume and original soil bulk density packed into the flume. This value was considered as estimated value using the Volumetric Replacement Method for each soil texture under different slope gradients. The performance of the method was assessed using the measured data for each soil and slope gradient using error measures such as root mean square error (RMSE) and mean absolute error (ME).

Results and Discussion: Significant differences were found among soil textures and slope gradients as well as their interaction on rill erosion rate. The highest rill erosion rate was observed in clay loam (3.166 g.m⁻².s⁻¹), whereas sandy clay loam showed the minimum susceptibility to rill detachment (0.962 g.m⁻².s⁻¹). Higher fine particles (clay) and lower aggregation as well as weak aggregate stability are the major reasons for higher susceptibility of clay loam to rill erosion. The rill erosion was more sensitive to slope gradient than soil texture and the strongest dependency of rill erosion on slope gradient was found in clay loam (R²= 0.99). With an increase in slope gradient, rill erosion strongly increased except for loam. The Volumetric Replacement Method overestimated rill erosion in all soils and slope gradients. The highest overestimation was observed in sandy clay loam (RMSE= 2.72 g/m².sec and ME= 7.02 g/m².sec), whereas the lowest overestimation value was in loam (RMSE= 0.60 g/m².sec and ME= 3.86 g/m².sec). The performance of the Volumetric Replacement Method decreased in higher slope gradients and the highest overestimation was observed under 20% slope gradient (RMSE=1.86 g/m².sec and ME= 3.84 g/m².sec).

Conclusion: Rill erosion is strongly affected by soil texture and slope gradient. Particle size distribution, aggregates percentage and their stability can control the soil's susceptibility to detach by concentrated water flow. The Volumetric Replacement Method showed higher uncertainty as evaluated in the semi-arid soil textures especially under steep slopes. The change of soil physical properties by water flow especially bulk density result

1, 2 and 3- Professor, Former M.Sc. Student and Former Ph.D. Student, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, University of Zanzan, respectively.

(*- Corresponding Author Email: vaezi.alireza@znu.ac.ir)

DOI: 10.22067/jsw.v35i1.80261

in errors in determination of rill volume by using this method. The higher change of physical properties by concentrated flow occurs in fine soil textures and steeper slopes. Additionally, continuous sedimentation along the rills imposes other errors in estimating soil loss mass from the rills.

Keywords: Concentrated flow, Experimental flume, Rill volume, Soil detachment, Uncertainty



مقاله پژوهشی

ذخیره کربن آلی و غیر آلی خاک‌های منطقه نیمه‌خشک ساردوئیه در جنوب کرمان

حمیدرضا رفیعی^۱ - اعظم جعفری^{۲*} - احمد حیدری^۳ - محمدهادی فرپور^۴ - احمد عباس‌نژاد^۵

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۰۶/۱۱

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۰۵/۰۵

چکیده

کربن خاک که شامل کربن آلی و کربن غیر آلی می‌باشد، به دلیل تأثیر مهم آن بر گرمایش جهانی مورد توجه زیادی قرار گرفته است. علی‌رغم اهمیت کربن موجود در خاک‌های مناطق خشک و نیمه‌خشک در چرخه جهانی کربن، تحقیق در مورد ذخایر کربن در مقیاس خاکرخ در خاک‌های این مناطق به اندازه کافی انجام نشده است. در این مطالعه، توزیع عمودی و ذخیره کربن آلی، کربن غیر آلی و کربن کل در خاکرخ‌های خاک منطقه ساردوئیه (جنوب کرمان) واقع در اقلیم نیمه‌خشک مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد که مقدار کربن آلی خاک در افق‌های سطحی خاک بیشتر است و با افزایش عمق کاهش می‌یابد. در حالی که کربن غیر آلی خاک در افق‌های سطحی خاک حداقل است و در افق‌های زیرسطحی افزایش می‌یابد. ذخیره کربن آلی خاک بین ۵/۵۲ تا ۹/۴۸ kg m^{-2} و ذخیره کربن غیر آلی در خاکرخ‌های خاک بین ۱۴/۴۱ تا ۹۱/۳۴ kg m^{-2} می‌باشد. سهم ذخیره کربن غیر آلی خاک از کربن کل خاک به‌طور متوسط ۷۷/۵ درصد است و حدود ۸۹ درصد آن در افق‌های زیرسطحی (زیر ۲۵ سانتی‌متر) ذخیره شده است. میانگین سهم ذخیره کربن آلی خاک از کربن کل خاک نیز ۲۲/۴ درصد می‌باشد. همچنین، نسبت ذخیره کربن غیر آلی به کربن آلی در خاکرخ‌های منطقه مورد مطالعه به‌طور متوسط ۴/۲۷ می‌باشد.

واژه‌های کلیدی: تغییرات اقلیمی، توزیع عمقی کربن، کربن کل خاک، گرمایش جهانی

مقدمه

اتمسفر خارج می‌شود. افزایش میزان ترسیب کربن^۴ در خاک به‌عنوان یک روش برای کاهش نرخ افزایشی CO_2 در جو زمین پیشنهاد شده است (۸). خاک‌ها نقش مهمی در چرخه جهانی کربن دارند (۸ و ۴۰) و خاک، سومین مخزن بزرگ جهانی کربن است. همچنین، داده‌های مربوط به میزان ذخایر کربن خاک و تغییرات مداوم آن، از اجزای ضروری مدل‌های اقلیمی جهانی است (۹ و ۳۹). کربن ذخیره شده در خاک متشکل از ذخایر کربن آلی خاک^۵ و کربن غیر آلی خاک^۶ است (۲۸ و ۴۴). بقایای تولیدشده توسط گیاهان (بخش هوایی و زیرزمینی) منبع اصلی کربن آلی خاک هستند (۴۵). کربن آلی از طریق تجزیه و تغییر شکل بقایای گیاهی توسط موجودات زنده خاک، در خاک تجمع می‌یابد. ذخایر کربن آلی خاک ارتباط مهمی در بازخورد بین تعادل جهانی کربن و تغییرات آب و هوایی دارند. به عنوان مثال، گرم شدن اقلیم، باعث تحریک تجزیه بیولوژیکی و افزایش نرخ تجزیه کربن آلی خاک می‌شود (۶). کربن غیر آلی خاک نیز عمدتاً از رسوب CO_2 حاصل از تنفس ریشه‌ها،

طبق گزارش کمیسیون بین دولتی تغییرات اقلیمی^۲ (IPCC)، مصرف سوخت‌های فسیلی از سال ۱۷۵۰ تاکنون منجر به انتشار ۵۵۵ پتاگرم^۳ (۱۰^{۱۵} گرم) کربن به اتمسفر شده است. با این حال، تنها ۴۳ درصد (۲۳۷/۸ پتاگرم کربن) از کربن انتشار یافته، در جو زمین باقی مانده است. در واقع، داده‌ها نشان می‌دهد که بین سال‌های ۱۷۵۰ و ۲۰۱۶ غلظت CO_2 از ۲۷۸ به ۴۰۶/۸ میلی‌گرم بر لیتر افزایش یافته است (۲۴). بخش قابل توجهی از کربن اتمسفر از طریق فتوسنتز، انحلال در آب سطحی و تبدیل به اشکال آلی و غیر آلی کربن از

۱، ۲ و ۴- به‌ترتیب دانشجوی دکتری، استادیار و استاد گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهید باهنر کرمان

(*)- نویسنده مسئول (Email: a.jafari@uk.ac.ir)

۳- استاد گروه علوم و مهندسی خاک، پردیس کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه تهران

۵- دانشیار بخش زمین‌شناسی، دانشکده علوم، دانشگاه شهید باهنر کرمان

DOI: 10.22067/jsw.v35i1.82133

2- Intergovernmental Panel on Climate Change

3- Petagrams

4- Carbon sequestration

5- Soil organic carbon

6- Soil inorganic carbon

جانوران و میکروارگانیسم‌ها به‌صورت کانی‌های کربناته از جمله CaCO_3 و MgCO_3 با گذشت زمان تجمع می‌یابد و یا از مواد مادری کربناتی به ارث می‌رسد. مخازن کربن غیر آلی خاک، از طریق یک سری فرایندهای فیزیکی و شیمیایی، از جمله ترسیب کربن به شکل کربنات، یا آزادسازی دی‌اکسید کربن طی اسیدی‌شدن خاک و یا آبشویی، تبادل کربن را با اتمسفر کنترل می‌کنند (۴۵). ترسیب کربن غیر آلی خاک شامل انتقال دی‌اکسید کربن اتمسفر به مخزن کربن خاک از طریق تشکیل کربنات ثانویه (خاک‌ساخت) می‌باشد. کربنات‌های خاک‌ساخت را بسته به منشأ اجزای تشکیل دهنده آن‌ها می‌توان به کربنات‌های خاک-سنگ‌ساخت^۱ و خاک-اتمسفرساخت^۲، تقسیم‌بندی نمود (۵ و ۲۲). کربنات‌های خاک-سنگ‌ساخت از انحلال و رسوب مجدد کربنات‌های سنگ‌ساخت موجود از قبل (اولیه) تشکیل می‌شوند که ترسیب کربن خالص ندارند. در مقابل، کربنات‌های خاک-اتمسفرساخت طی فرایند نوتشکیلی^۳ از کلسیم دارای منشأ برون‌زاد^۴ تشکیل و در ترسیب نهایی کربن وارد می‌شوند (۵ و ۲۰). منشأ برون‌زاد کلسیم شامل هوازدگی سیلیکات‌های کلسیم‌دار، افزایش کلسیم غیرکربناتی از طریق جو، آبیاری و کاربرد لجن و کودهای شیمیایی معدنی می‌باشد. فراهم شدن یون کلسیم یا سایر کاتیون‌های دخیل در تشکیل کربنات‌های خاک‌ساخت، یک ضرورت است (۵).

اگرچه بیشتر تحقیق‌ها در مورد کربن خاک بر روی کربن آلی خاک متمرکز شده است، ولی کربن غیر آلی خاک تقریباً ۴۰ درصد از کربن خاک را در سطح جهان تشکیل می‌دهد و در مناطق خشک و نیمه خشک شکل غالب ذخیره کربن است و حدود ۲ تا ۱۰ برابر بیش‌تر از کربن آلی خاک می‌باشد (۳۹). همچنین، اکثر مطالعات پیشین بر روی ذخایر کربن در خاک سطحی متمرکز شده است، در حالی که در مورد پویایی اشکال کربن در خاک زیر سطحی اطلاعات اندکی وجود دارد. به‌عنوان مثال، علی‌دوست و همکاران (۲) پتانسیل ترسیب کربن آلی خاک را در کاربری‌های مختلف اراضی از جمله جنگل، مرتع و مزارع آبی در منطقه نیمه‌خشک لردگان در اعماق ۵-۱۵، ۱۵-۳۰ و ۳۰-۱۵ سانتی‌متری مورد بررسی قرار دادند. عجمی و همکاران (۱) نیز در پژوهش خود ذخیره کربن آلی را در مناطق نیمه مرطوب شمال ایران در کاربری‌های جنگل، زمین‌های زراعی و باغ مورد بررسی قرار دادند. مطالعه‌های متعددی وجود دارند که کربن غیر آلی خاک را به‌عنوان یک منبع ذخیره کربن در نظر نگرفته‌اند. احتمالاً دلیل این مسئله زمان طولانی‌تر مورد نیاز برای ایجاد تغییر در

کربنات‌ها در مقایسه با کربن آلی خاک می‌باشد (۳۱ و ۴۳). با این حال، تحقیقات اخیر نشان داده‌اند که موجودات زنده خاک نقش مهمی را در تولید کربنات‌های ثانویه ایفا می‌کنند که اشاره به تغییرات بالقوه سریع در کربن غیر آلی خاک دارد (۱۶). در اکثر مطالعات، ارزیابی هر دوی کربن آلی و کربن غیر آلی خاک نادیده گرفته شده است (۴۲). به‌طور کلی، کربن آلی خاک با بارش افزایش می‌یابد، اما با عمق خاک به دلیل فرایندهای بیولوژیکی از جمله تولید پوشش گیاهی و ورودی بقایای گیاهی کاهش می‌یابد. با این حال، تغییر در کربن غیر آلی خاک با بارش^۵ و با عمق خاک به دلیل داده‌های محدود، مبهم است. به‌عنوان مثال، گزارش‌هایی از کاهش (۲۸) و افزایش (۴۱) در کربن غیر آلی خاک با افزایش بارندگی وجود دارد. توزیع عمودی کربن غیر آلی خاک عموماً به‌صورت پایدار^۶ (۱۲)، صعودی (۴۰) و نزولی (۴۱) مشاهده شده است. ژانگ و همکاران (۴۴) نشان دادند که ذخیره کربن غیر آلی خاک در لایه ۲۰۰-۱۰۰ سانتی‌متری خاک، ۵۰ درصد از ذخیره کربن در عمق ۲۰۰-۰ سانتی‌متری را تشکیل می‌دهد. بنابراین، کربن ذخیره شده در لایه‌های عمقی خاک (زیر ۱۰۰ سانتی‌متر) به همان اندازه لایه‌های سطحی برای تخمین ذخیره کل کربن مهم است. در مناطق خشک و نیمه‌خشک که یک سوم از سطح زمین را پوشانده‌اند، ذخایر کربن غیر آلی و پویایی آن حائز اهمیت است، زیرا در این مناطق نرخ انباشت کربن غیر آلی به‌طور کلی بیشتر از دیگر زیست‌بوم‌ها (بیوم‌ها)^۷ است (۱۸ و ۲۷).

درک توزیع ذخایر کربن آلی و غیر آلی در خاک برای ارزیابی ذخایر کربن خاک در مقیاس منطقه‌ای و جهانی و پیش‌بینی عواقب تغییر جهانی^۸ ضروری است. اگرچه برآوردهای جهانی یک دیدگاه کلی از میزان ذخیره کربن ارائه می‌دهند، برآوردهای محلی دقیق و عوامل مؤثر بر پویایی کربن خاک از دیدگاه مدیریت بسیار مهم می‌باشند (۳۸). در نتیجه، یک نیاز ضروری برای برآورد دقیق توزیع ذخیره کربن و تفاوت‌های آن با توجه به خواص خاک وجود دارد. در ایران، مطالعات بسیار اندکی تا به امروز به‌منظور بررسی توزیع و ذخیره‌سازی پروفیلی کربن آلی و کربن غیر آلی خاک در کاربری‌ها و اکوسیستم‌های مختلف انجام شده است. به‌عنوان مثال، راهب و همکاران (۲۷ و ۲۸)، ذخیره‌سازی کربن آلی، کربن غیر آلی و کربن کل خاک را در طول یک توالی اقلیمی خشک تا نیمه مرطوب در خاک‌های تشکیل شده بر روی سنگ مادر بازالتی در شمال غرب ایران مورد بررسی قرار دادند. بنابراین، با توجه به موارد فوق، مطالعه

5- Precipitation

6- Stable

7- Biomes

8- Global change

1- Pedo-lithogenic

2- Pedo-atmogenic

3- Neoformation

4- Exogenous

نمونه‌برداری خاک

با توجه به وسعت منطقه و مشاهدات صحرایی، تعداد ۵ خاکرخ در منطقه حفر، تشریح و نمونه‌های خاک از افق‌های ژنتیکی خاک برداشته شد (۳۵). طول و عرض جغرافیایی و ارتفاع محل حفر خاکرخ‌ها با استفاده از دستگاه GPS ثبت و رده‌بندی خاک‌ها با استفاده از سیستم طبقه‌بندی آمریکایی (۳۷) انجام شد. خاکرخ‌های انتخاب شده به‌صورت درجا از سنگ‌های آذرین زیرین آن‌ها و تحت پوشش بومی مرتعی توسعه یافته‌اند. موقعیت خاکرخ‌ها در بالای تپه‌ها و یا نزدیک به قلّه و دارای شیب کم انتخاب گردید. نوع سنگ آذرین و ترکیب مینرالوژیکی آن‌ها با توجه به سنگ‌های برداشته شده از سنگ بستر پروفیل‌ها تعیین گردید. شناسایی سنگ‌ها با استفاده از مقاطع نازک تهیه شده از سنگ‌ها با میکروسکوپ پتروگرافی انجام شد.

آماده‌سازی و تجزیه نمونه‌ها

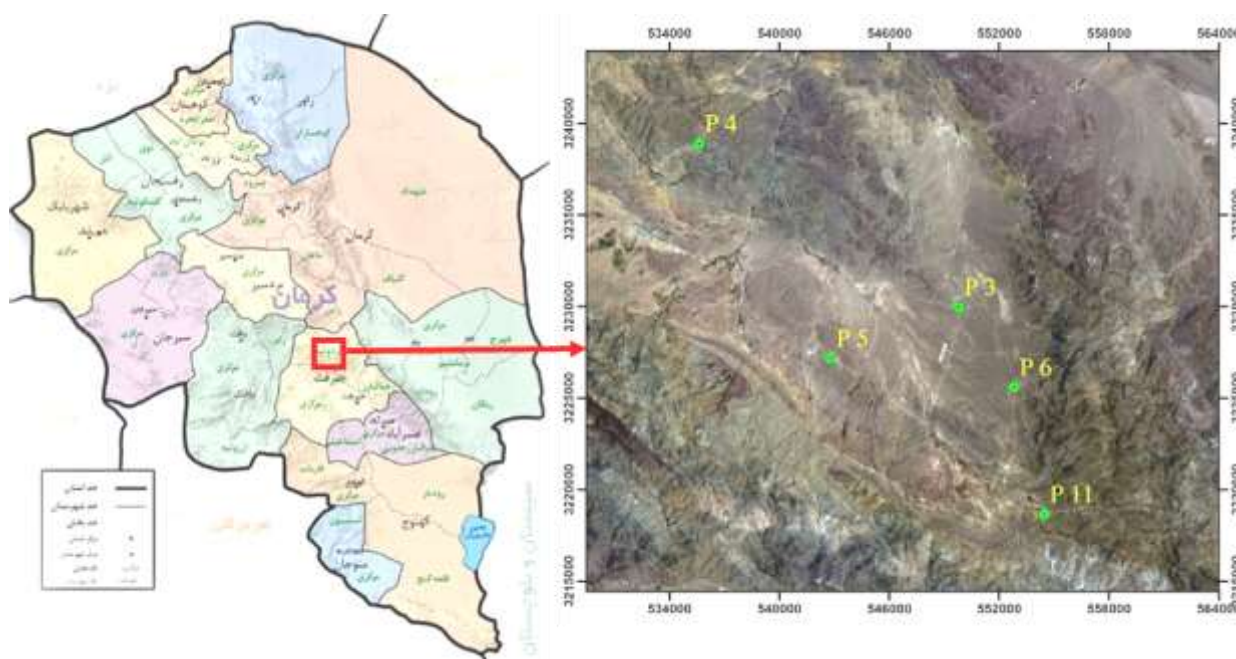
نمونه‌ها ابتدا هوا خشک و سپس از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شدند و درصد وزنی بخش نرم ($< 2\text{ mm}$) و قطعات درشت ($> 2\text{ mm}$) تعیین گردید. درصد حجمی قطعات درشت نیز محاسبه شد (۱۴).

حاضر جهت کمی کردن ذخیره کربن آلی و کربن غیر آلی خاک و توزیع عمودی آن‌ها، بررسی ارتباط بین کربن آلی با کربن غیر آلی و تعیین سهم ذخیره کربن در خاک‌های عمقی به کل ذخیره کربن در خاک‌های درجا توسعه‌یافته از مواد مادری آذرین در منطقه ساردوئییه کرمان واقع در اقلیم نیمه‌خشک انجام شد.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

محدوده مورد مطالعه به وسعت حدود ۱۲۰ کیلومتر مربع در منطقه ساردوئییه ($29^{\circ}11' - 29^{\circ}13'$ درجه شمالی و $57^{\circ}4' - 57^{\circ}6'$ درجه شرقی) در جنوب شهرستان کرمان واقع شده است (شکل ۱). ارتفاع منطقه از سطح دریا به‌طور متوسط ۲۸۰۰ متر می‌باشد و اختلاف ارتفاع محلی حدود ۴۰۰ متر است. میانگین دمای سالانه منطقه حدود ۱۱ درجه سانتی‌گراد و میانگین بارندگی سالانه حدود ۴۰۰ میلی‌متر می‌باشد. طبق طبقه‌بندی دومارتن بسط‌یافته برای نواحی اقلیمی (۲۹)، منطقه مورد مطالعه در کلاس نیمه‌خشک قرار دارد. بر اساس معیارهای سیستم طبقه‌بندی آمریکایی خاک، این منطقه دارای رژیم رطوبتی تیپیک زیریک و رژیم حرارتی مزیک می‌باشد (۳۷). پوشش گیاهی منطقه عمدتاً پوشش مرتعی نیمه متراکم تا متراکم از نوع درمنه (*Artemisia*) و مواد مادری از نوع آذرین حدواسط و عمدتاً از نوع دیوریت است.



شکل ۱- موقعیت منطقه مورد مطالعه و مکان پروفیل‌های حفر و تشریح شده

Figure 1- Location of the studied area and the excavated profiles

$$SOC_s = \sum_{i=1}^k SOC_i \times h_i \times \rho_i < 2mm [1 - S_i] \times 10^3 \quad \text{معادله ۲}$$

$$SIC_s = \sum_{i=1}^k SIC_i \times h_i \times \rho_i < 2mm [1 - S_i] \times 10^3 \quad \text{معادله ۳}$$

در روابط ۲ و ۳، SOC_i و SIC_i به ترتیب بخش کربن آلی و کربن غیر آلی خاک برای هر افق برحسب گرم کربن در یک گرم خاک ($g\ C\ g^{-1}\ Soil$) می‌باشد. h_i ضخامت هر افق خاک برحسب متر، ρ_i جرم مخصوص ظاهری افق i ($Mg\ m^{-3}$) و S_i کسر حجمی سنگریزه خاک برای هر افق می‌باشد. کل ذخیره کربن خاک (STC_s) از جمع ذخایر کربن آلی خاک (SOC_s) و کربن غیر آلی خاک (SIC_s) محاسبه می‌شود. علاوه بر این، برای درک اهمیت اشکال مختلف کربن در خاک‌های زیرسطحی، ذخیره کربن آلی، کربن غیر آلی و کربن کل خاک در عمق‌های ۰-۲۵، ۲۵-۶۰ و ۶۰-۱۲۰ سانتی‌متر با استفاده از تابع اسپالین^۲ ($\lambda = 0.1$) تعیین گردید (۳).

نتایج و بحث

ویژگی‌های مورفولوژیکی خاک‌ها

جدول ۱ برخی ویژگی‌های مورفولوژیکی خاک‌های مورد مطالعه را نشان می‌دهد. همان‌طور که ملاحظه می‌شود، افق سطحی تمامی خاک‌ها به دلیل وجود پوشش گیاهی متراکم و ماده آلی زیاد (۱/۱ تا ۳/۲ درصد) دارای ساختمان گرانولار (کروی) می‌باشد، در حالی که ساختمان خاک در افق‌های زیرین (افق B) عمدتاً از نوع ساختمان مکعبی است. همچنین خاک‌های مورد مطالعه در تمامی افق‌ها به دلیل تشکیل درجا^۳ و بر روی ساپرولیت دارای سنگریزه می‌باشند. تجمع کربنات کلسیم خاک‌ساخت (پدوژنیک) به شکل پودری و گرهک (Nodule) به مقادیر مختلف در افق‌های خاک به وضوح قابل مشاهده است (۳۵) (شکل ۲). گیل و همکاران (۱۱) تجمع کربنات کلسیم را توسط چهار مرحله متوالی با توجه به وجود یا عدم وجود سنگریزه توصیف نمودند که مرحله I حداقل و مرحله IV بیشترین توسعه افق تجمع کربنات کلسیم را دارد. به لحاظ طبقه‌بندی گیل و همکاران (۱۱)، پروفیل‌های مورد مطالعه در مرحله II تا III قرار دارند. رنگ طول موج غالب خاک (هیو^۴) مطابق دفترچه رنگ مانسل در افق‌های سطحی 10YR می‌باشد، در حالی که با تجمع کربنات کلسیم در افق‌های زیرین رنگ طول موج غالب خاک 5Y 2.5Y می‌باشد.

جرم مخصوص ظاهری خاک با وزن کردن نمونه‌های دست نخورده خاک تهیه شده با روش استوانه بعد از خشک کردن نمونه‌ها به مدت یک شب در دمای ۱۰۵ درجه سانتی‌گراد و تقسیم وزن خشک نمونه به حجم استوانه به دست آمد (۱۴). جرم مخصوص ظاهری با استفاده از روش پوپلو و همکاران (۲۶) تصحیح و سپس در محاسبات استفاده گردید. بافت خاک با استفاده از روش هیدرومتر پس از پراکنده کردن نمونه‌ها به مدت یک شب در محلول ۵ درصد هگزا متا فسفات سدیم تعیین شد (۱۴). pH خاک در گل اشباع با استفاده از دستگاه pH متر مدل Jenway و هدایت الکتریکی در عصاره گل اشباع با دستگاه هدایت‌سنج مدل Jenway اندازه‌گیری شد. کربن آلی خاک به روش اکسیداسیون تر در حضور دی‌کرومات پتاسیم - اسید سولفوریک (۲۳) و ظرفیت تبادل کاتیونی خاک با استفاده از استات سدیم در pH=8.2 تعیین شد (۴). کربن غیر آلی خاک با استفاده از روش وزنی سنجش کربنات^۱ تعیین گردید (۳۲). به‌طور خلاصه، ۰/۲ گرم خاک با دقت ۰/۰۰۰۱ وزن گردید و سپس داخل ارلن مایر ۵۰ میلی‌لیتر ریخته شد. بعد از آن، یک ظرف شیشه‌ای استوانه‌ای حاوی ۴ میلی‌لیتر اسید کلریدریک ۴ نرمال به‌علاوه ۳ درصد $FeCl_2 \cdot 4H_2O$ داخل ارلن مایر قرار داده شد. پس از آن، درب ارلن با درپوش پلاستیکی سوراخ‌دار بسته شد و وزن اولیه آن با دقت ۴ رقم اعشار یادداشت گردید. سپس، با ضربه کوچکی به انتهای ارلن محتوای ظرف شیشه‌ای روی خاک ریخته شد و پس از گذشت حدود ۲۴ ساعت از شروع واکنش، وزن نهایی ارلن با محتویات آن اندازه‌گیری شد و درصد کربن غیر آلی خاک محاسبه گردید.

محاسبات

درصد کربن غیر آلی (SIC) در هر نمونه خاک با استفاده از معادله ۱ محاسبه گردید (۳۱):

$$SIC(\%) = \frac{Net\ CO_2\ sample\ (g)}{soil\ sample\ (g)} \times 0.2727 \times 100 \quad \text{معادله ۱}$$

CO_2 خالص (Net) از تفاوت بین CO_2 ناخالص و وزن آب از دست رفته از نمونه شاهد (نمونه شنی فاقد کربن غیر آلی) به دست می‌آید. همچنین، CO_2 ناخالص از تفاضل بین وزن نهایی و اولیه هر نمونه خاک محاسبه می‌شود. ضریب ۰/۲۷۲۷ در فرمول بالا مربوط به نسبت جرم اتمی کربن به دی‌اکسید کربن می‌باشد. ذخیره کربن آلی (SOC_s) و کربن غیر آلی (SIC_s) برای هر پروفیل خاک ($kg\ m^{-2}$) با تعداد k افق با استفاده از معادلات ۲ و ۳ محاسبه شدند (۳۸):

2- Spline function
3- Residual
4- Hue

1- Gravimetric carbonate meter

جدول ۱- ویژگی‌های مورفولوژیکی خاک‌های مورد مطالعه (۲۹)

Table 1- Morphological characteristics of the studied profiles

افق Horizon	عمق (سانتی متر) Depth (cm)	ساختمان Structure ⁺	مرز افق Boundary ⁺⁺	سنگریزه CF (%V)	رنگ Color	
					خشک Dry	مرطوب Moist
Pedon No. 3- Calcic Haploxeralfs						
A	0-15	gr f-1vf	C,S	31	10YR 6/3	10YR 4/4
Btkk1	15-50	abk co-2m	G,S	10	5Y 8/1	5Y 7/2
Btkk2	50-70	sbk f-1vf	C,W	15	5Y 8/1	5Y 7/2
Ck	70-110	-	C,W	22	5Y 8/1	5Y 7/2
Cr	110-155	-	-	21	5Y 8/1	5Y 6/2
Pedon No. 4- Typic Cacixerepts						
A	0-20	gr f-2vf	C,S	20	10YR 7/2	10YR 5/4
AB	20-30	co abk-2m	C,S	9	10YR 7/2	10YR 5/4
Bk1	30-55	m sbk-2f	G,S	17	2.5Y 8/2	2.5Y 6/4
Bk2	55-95	1f sbk	G,S	27	5Y 8/2	5Y 6/4
Ck	95-125	-	C,W	28	5Y 8/3	5Y 6/4
Cr	125-145	-	-	24	5Y 8/3	5Y 6/4
Pedon No. 5- Typic Cacixerepts						
A	0-25	f gr-1vf	C,S	17	10YR 7/2	10YR 4/3
Bk	25-55	m abk-2f	C,S	9	10YR 7/2	10YR 5/3
C	55-75	-	C,S	27	10YR 7/2	10YR 5/3
Cr	75-100	-	G,W	39	10YR 7/2	10YR 4/3
Pedon No. 6- Typic Cacixerepts						
A	0-15	gr f-1vf	A,S	19	10YR 6/3	10YR 4/4
Bk	15-65	abk 1f	C,S	32	10YR 7/2	10YR 5/3
Ck	65-95	-	C,S	33	10YR 7/2	10YR 5/3
Cr	95-130	-	-	51	10YR 7/2	10YR 5/3
Pedon No. 11- Typic Cacixerepts						
A	0-25	m gr-2f	C,S	16	10YR 6/4	10YR 4/4
Bk1	25-70	abk co-2m	C,S	23	10YR 7/3	10YR 5/4
Bk2	70-95	abk m-2f	C,S	32	10YR 6/3	10YR 5/4
C	95-150	-	-	29	2.5Y 7/4	2.5Y 5/4

+ کلاس ساختمان خاک: درجه وضوح: ۱: ضعیف، ۲: متوسط، انداز: vf: خیلی ریز، f: ریز، m: متوسط، co: درشت، نوع: gr: کروی، abk:

بلوکی زاویه‌دار، sbk: بلوکی بدون زاویه

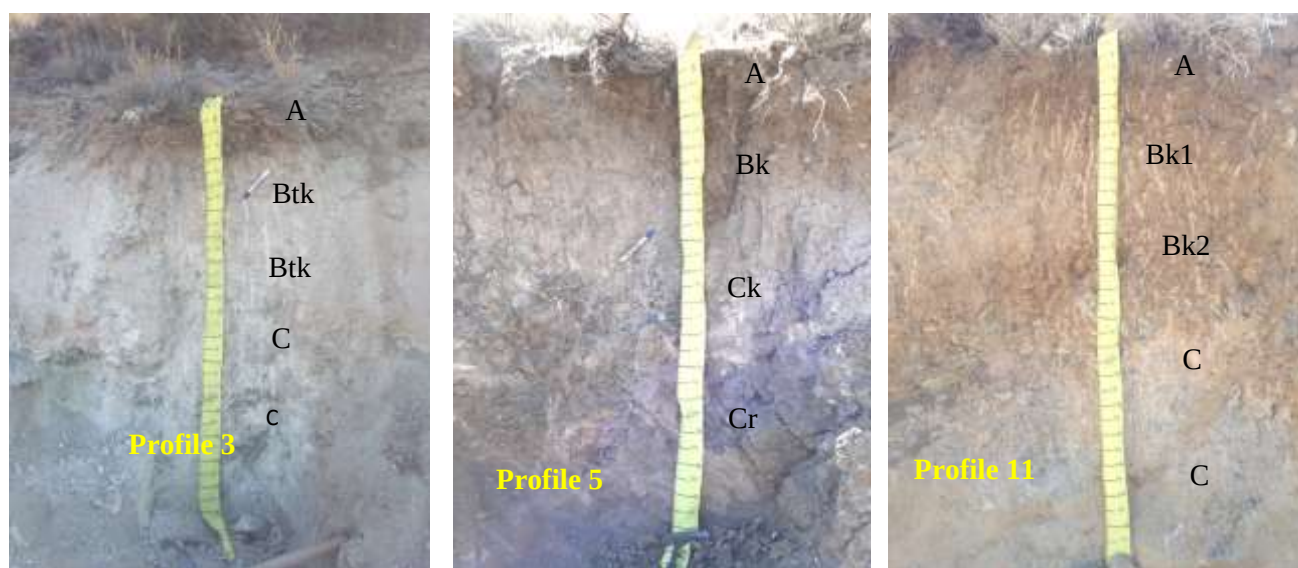
++ مرز افق‌ها: تمایز: A: ناگهانی، C: واضح، G: تدریجی، ناهمواری: S: صاف، W: موج‌دار

ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک‌ها

جدول ۲ ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و رده‌بندی پروفیل‌های خاک منطقه مورد مطالعه را نشان می‌دهد. چنانچه ملاحظه می‌شود، خاک‌های منطقه در دو رده آلفی‌سول و اینسپیتی‌سول طبقه‌بندی شده‌اند. با توجه به اقلیم نیمه‌خشک در منطقه، شستشوی کربنات کلسیم ثانویه تا عمق ۱۲۰ سانتی‌متر مشاهده می‌شود. ضخامت افق کلسیک در پروفیل‌های مورد مطالعه بین ۳۰ تا ۹۵ سانتی‌متر متغیر است. میزان هدایت الکتریکی در پروفیل‌های خاک به دلیل بارندگی مناسب (حدود ۴۰۰ میلی‌متر)، نسبتاً کم است و حداکثر ۲/۹ دسی‌زیمنس بر متر در افق Ck پروفیل ۳ می‌باشد و عموماً در گروه خاک‌های غیرشور قرار دارند (۳۳).

عاملی که بیشترین تأثیر را بر رنگ خاک دارد، کانی‌شناسی رس^۱ است. خاک‌های قرمز معمولاً غنی از هماتیت، خاک‌های قهوه‌ای غنی از گوتیت هستند و خاک‌های سفید می‌توانند سرشار از نمک یا کانی‌های کربناتی باشند (۳۳). ضخامت سولوم خاک^۲ (مجموع افق‌های A+B) بین ۵۵ تا ۹۵ سانتی‌متر متغیر می‌باشد و به‌طور متوسط ۷۵ سانتی‌متر ضخامت دارد.

- 1- Clay mineralogy
- 2- Soil solum



شکل ۲- نمایی از خاکرخ‌های مورد مطالعه. تشکیل درجای پروفیل‌ها و توسعه افق‌ها و سنگ بستر هوازده (ساپرولیت)

Figure 2- View of the studied profiles. Residual formation of profiles and development of horizons and Saprolite

ذخیره کربن در پروفیل‌های خاک اندازه‌گیری شد. جدول ۳ مقدار کربن آلی و کربن غیر آلی و همچنین ذخیره کربن آلی، کربن غیر آلی و کربن کل افق‌های خاک را با توجه به ضخامت آن‌ها نمایش می‌دهد. در افق‌های سطحی خاک، کربن آلی خاک بیشتر (۷ و ۱۳) و کربن غیر آلی خاک کمتر است و با یکدیگر همبستگی منفی نشان می‌دهند (شکل ۴). به نظر می‌رسد که افزایش فعالیت میکروبی و تجزیه کربن آلی خاک و در نتیجه تولید CO_2 بیشتر در افق‌های سطحی، منجر به کاهش کربن غیر آلی خاک می‌شود. گاز CO_2 آزاد شده از تجزیه مواد آلی با رطوبت خاک واکنش داده و تولید HCO_3^- می‌کند که در نهایت توسط فرایندهای آبشویی به کربنات کلسیم تبدیل می‌شود. در نتیجه، کربن از دست رفته از مواد آلی به شکل غیر آلی ترسیب می‌شود (۱۷). همچنین، افزایش غلظت CO_2 خاک منجر به تولید H^+ می‌شود. هنگامی که H^+ به اندازه کافی برای ایجاد شرایط اسیدی وجود داشته باشد، انحلال کربنات کلسیم ممکن است رخ دهد که سبب برقراری ارتباط منفی بین کربن آلی خاک و کربن غیر آلی خاک می‌گردد (۱۷ و ۴۵). بیشتر بودن زیست‌توده میکروبی خاک می‌تواند کربن آلی ناپایدار را معدنی کند و CO_2 بیشتری تولید نماید. CO_2 تولیدشده در محلول خاک حل می‌شود و به CO_3^{2-} تبدیل می‌شود. CO_3^{2-} حاصل می‌تواند بوسیله رسوب با یون Ca^{2+} که از تجزیه لاشیگرها و کانی‌های سیلیکاته آزاد شده است، CaCO_3 را در خاک تشکیل می‌دهد.

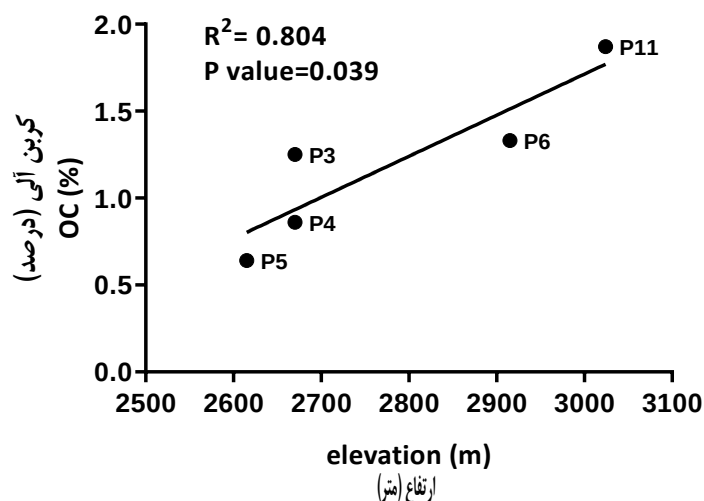
به دلیل وجود پوشش گیاهی با تراکم متوسط، در تمامی پروفیل‌ها، حداکثر کربن آلی در افق‌های سطحی (افق A) مشاهده شد که با افزایش عمق کاهش می‌یابد. با افزایش ارتفاع در منطقه مقدار ماده آلی در افق سطحی افزایش نشان داد، به‌طوری‌که از ۰/۶۴ درصد در افق سطحی پروفیل ۵ با ارتفاع ۲۶۱۵ متر به ۱/۸۷ درصد در افق سطحی پروفیل ۱۱ با ۳۰۲۴ متر ارتفاع افزایش یافته است. شکل ۳ ارتباط بین ارتفاع محل حفر پروفیل با کربن آلی افق سطحی را نشان می‌دهد. به دلیل درجه حرارت کمتر و رطوبت بیشتر در ارتفاعات، درصد کربن آلی خاک بیشتر است که به علت کاهش تجزیه مواد آلی در ارتفاعات بالاتر می‌باشد (۱۰). در ارتفاعات بالاتر (خاکرخ ۱۱) بارندگی عمده‌تاً به شکل برف می‌باشد. به‌طور کلی با افزایش هر ۱۰۰۰ متر ارتفاع، دمای هوا، ۶/۵ درجه سانتی‌گراد کاهش می‌یابد (۲۵). پایین بودن pH در افق سطحی پروفیل‌ها عمده‌تاً به دلیل بالا بودن ماده آلی و تنفس ریشه‌های زنده و موجودات خاکزی است که سبب افزایش فشار دی‌اکسید کربن شده و در واکنش با آب به اسیدکربنیک تبدیل می‌شود که سبب کاهش pH خاک می‌گردد (۱۷). مقدار کربنات کلسیم معادل در افق‌های سطحی به دلیل انحلال کربنات‌ها و شستشوی آن‌ها به اعماق پایین‌تر، حداقل است و با افزایش عمق افزایش می‌یابد و عمده‌تاً در افق‌های میانی پروفیل‌ها تجمع یافته است (۴۵).

کربن آلی و کربن غیر آلی خاک

مقادیر کربن آلی و کربن غیر آلی خاک جهت کمی‌کردن مقدار

جدول ۲- برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک‌های مورد مطالعه
Table 2- Some physical and chemical properties of the studied profiles

افق	عمق	هدایت الکتریکی	واکنش خاک	شن	رس	سیلت	بافت خاک	کربنات کلسیم معادل	کربن آلی	نسبت جذب سدیم	ظرفیت تبادل کاتیونی
Horizon	Depth (cm)	EC (dS m ⁻¹)	pH	Sand (%)	Clay (%)	Silt (%)	Texture	CCE (%)	OC (%)	SAR (mmol L ⁻¹) ^{0.5}	CEC (cmol _c kg ⁻¹)
Pedon 3- Calcic Haploxeralfs, 2670 m											
A	0-15	1.68	7.56	44	15	41	loam	10	1.25	1.84	13.40
Btkk1	15-50	0.75	7.66	9	49	42	silty clay	63.25	0.88	2.70	18.69
Btkk2	50-70	1.14	7.78	22	43	34	clay	63	0.70	2.73	16.85
Ck	70-110	2.97	8.01	33	35	31	clay loam	49.25	0.51	9.47	17.76
Cr	110-155	1.33	8.82	37	29	34	clay loam	39.25	0.29	9.95	18.69
Pedon 4- Typic Calcixerepts, 2670 m											
A	0-20	0.48	7.91	49	22	29	loam	9.75	0.86	1.13	15.08
AB	20-30	0.79	7.77	44	35	21	clay loam	12	0.86	1.98	17.76
Bk1	30-55	0.67	7.90	33	40	27	clay	19	0.68	2.56	32.59
Bk2	55-95	0.98	7.85	44	23	32	loam	16.25	0.51	4.88	33.79
Ck	95-125	0.71	7.85	47	21	32	loam	19.5	0.45	1.97	33.79
Cr	125-145	0.85	7.89	58	15	27	sandy loam	18.75	0.20	1.70	33.79
Pedon 5- Typic Calcixerepts, 2615 m											
A	0-25	1.06	7.91	66	5	28	sandy loam	7.5	0.64	2.61	29.09
Bk	25-55	0.36	7.90	58	13	28	sandy loam	12.75	0.47	1.13	49.11
C	55-75	0.39	7.73	79	9	12	sandy loam	11	0.45	1.17	75.59
Cr	75-100	0.63	7.76	79	9	12	sandy loam	16.25	0.33	2.55	72.72
Pedon 6- Typic Calcixerepts, 2915 m											
A	0-15	1.36	7.76	44	18	37	loam	4	1.33	2.88	18.69
Bk	15-65	0.32	7.96	75	7	17	sandy loam	10.5	0.39	1.15	15.96
Ck	65-95	0.47	8.08	68	18	13	sandy loam	13	0.37	0.42	16.85
Cr	95-130	0.57	7.93	72	8	19	sandy loam	8	0.23	2.95	17.76
Pedon 11- Typic Calcixerepts, 3024 m											
A	0-25	0.90	7.32	33	29	38	clay loam	1.5	1.87	0.81	22.62
Bk1	25-70	0.91	7.82	23	29	48	clay loam	15.5	0.55	4.22	19.64
Bk2	70-95	0.27	7.93	31	36	32	clay loam	11.5	0.39	0.72	25.76
C	95-150	0.28	8.08	45	28	27	clay loam	28.25	0.39	0.55	20.61



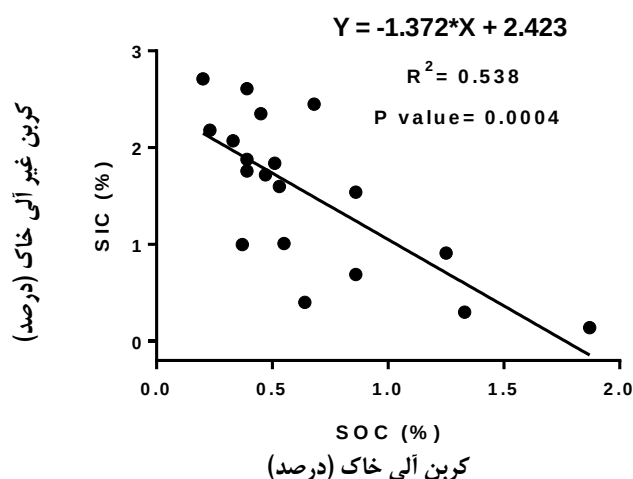
شکل ۳- ارتباط بین ارتفاع منطقه و درصد کربن آلی افق سطحی (A) در خاک‌های مورد مطالعه (P3, P4, P5, P6, P11)

Figure 3- Relationship between elevation and the organic carbon percentage of the surface horizon (A) in the studied profiles (P3, P4, P5, P6, and P11)

جدول ۳- مقادیر ذخیره کربن آلی، کربن غیر آلی و کربن کل در افق‌های مختلف پروفیل‌ها

Table 3- Organic carbon, inorganic carbon and total carbon storage contents in various horizons of the profiles.

افق	جرم مخصوص ظاهری	کربن آلی خاک	کربن غیر آلی خاک	ذخیره کربن آلی خاک	ذخیره کربن غیر آلی خاک	ذخیره کربن کل خاک
Horizon	BD _f (g cm ⁻³)	SOC (%)	SIC (%)	SOC _s (kg m ⁻²)	SIC _s (kg m ⁻²)	STC _s (kg m ⁻²)
Pedon 3						
A	1.42	1.25	0.91	1.84	1.34	3.18
Btkk1	1.12	0.88	7.48	3.08	26.29	29.38
Btkk2	1.13	0.70	7.64	1.34	14.59	15.93
Ck	1.20	0.51	6.11	1.91	23.07	24.98
Cr	1.25	0.29	5.86	1.30	26.05	27.35
Pedon 4						
A	1.35	0.86	0.69	1.84	1.49	3.33
AB	1.25	0.86	1.54	0.98	1.75	2.73
Bk1	1.18	0.68	2.45	1.68	6.04	7.72
Bk2	1.28	0.51	1.84	1.89	6.86	8.75
Ck	1.24	0.45	2.35	1.20	6.31	7.51
Cr	1.25	0.20	2.71	0.38	5.13	5.51
Pedon 5						
A	1.67	0.64	0.40	2.23	1.37	3.59
Bk	1.26	0.47	1.72	1.62	5.95	7.57
C	1.35	0.53	1.60	1.04	3.16	4.20
Cr	1.25	0.33	2.07	0.63	3.93	4.56
Pedon 6						
A	1.45	1.33	0.30	2.32	0.52	2.85
Bk	1.46	0.39	1.88	1.93	9.30	11.23
Ck	1.47	0.23	2.18	0.69	6.39	7.08
Cr	1.40	0.37	1.00	0.89	2.42	3.31
Pedon 11						
A	1.15	1.87	0.14	4.53	0.33	4.86
Bk1	1.36	0.55	1.76	1.83	8.26	10.09
Bk2	1.24	0.39	1.01	1.16	2.14	3.30
C	1.21	0.39	2.61	1.86	12.43	14.29



شکل ۴- رابطه رگرسیونی بین کربن غیر آلی خاک و کربن آلی در خاک‌های مورد مطالعه

Figure 4- Relationship between SIC and SOC in studied soils

روند کاهشی را نشان می‌دهد. مقدار کربن آلی خاک به‌طور مستقیم با منابع ورودی کربن مشتق شده از گیاهان در ارتباط است. به‌طور

همان‌طور که در جدول ۳ ملاحظه می‌شود، در اکثر پروفیل‌ها ذخیره کربن آلی در افق‌های سطحی بیشتر است و با افزایش عمق

اتم‌سفر باشد (۱۵). در این محیط‌ها، کربنات کلسیم در نواحی که محلول خاک در حفره‌ها و اطراف ذرات وجود دارد، رسوب می‌کند. کربنات کلسیم به دلیل حلالیت کم (0.014 گرم در 100 میلی‌لیتر) از جمله اولین کانی‌هایی است که با خشک شدن خاک رسوب می‌کند و Ca^{2+} و HCO_3^- محلول خاک را مصرف می‌کند (۱۵).

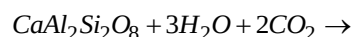
شکل ۵ مقاطع نازک تهیه شده از سنگ بستر پروفیل‌های خاک را نشان می‌دهد. در اینجا تصاویر PPL و XPL مربوط به پروفیل‌های ۳، ۶ و ۱۱ به‌عنوان نمونه آورده شده است. در تمامی مقاطع نازک کانی پلاژیوکلاز به فراوانی یافت می‌شود. بنابراین، در اینجا Ca^{2+} آزاد شده از کانی پلاژیوکلاز موجود در سنگ‌های بستر آذرین که خاک از آن‌ها تشکیل شده است، از اصلی‌ترین مکانیسم‌های تشکیل کربنات کلسیم (کربن غیر آلی) در خاک می‌باشد. شکل ۵-b به وضوح رسوب کربنات کلسیم را بر روی سنگ بستر آذرین نشان می‌دهد و حاکی از شستشوی کربنات کلسیم از لایه‌های بالایی خاک می‌باشد.

همان‌طور که در جدول ۴ مشاهده می‌شود، ذخیره کربن آلی در پروفیل‌های خاک منطقه مورد مطالعه بین 5.52 تا 9.48 kg m^{-2} و میانگین 7.63 kg m^{-2} می‌باشد. در مقابل، ذخیره کربن غیر آلی در پروفیل‌های خاک بین 14.41 تا 91.34 kg m^{-2} می‌باشد و میانگین آن 35.02 kg m^{-2} است. ذخیره کربن کل خاک در پروفیل‌ها بین 19.92 تا 100.83 kg m^{-2} متغیر است. راهب و همکاران (۲۸) میانگین ذخیره کربن آلی، کربن غیر آلی و کربن کل خاک را برای منطقه نیمه‌خشک مورد بررسی در مطالعه خود به ترتیب 2.23 ، 4.05 و 6.28 kg m^{-2} گزارش نمودند.

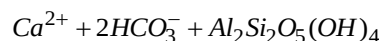
محاسبات نشان می‌دهد که ذخیره کربن غیر آلی خاک از کل کربن موجود در خاک بین 71.2 درصد تا 90.6 درصد متغیر است و به‌طور متوسط سهم ذخیره کربن غیر آلی از کربن کل خاک 77.57 درصد می‌باشد (جدول ۴ و شکل ۶). ذخیره کربن آلی از کل ذخیره کربن خاک نیز بین 9.4 درصد تا 28.8 درصد متغیر است و به‌طور متوسط 22.43 درصد می‌باشد. به‌طور متوسط ذخیره کربن غیر آلی خاک در منطقه مطالعاتی 4.27 برابر بیشتر از ذخیره کربن آلی خاک می‌باشد. ژانگ و همکاران (۴۴) ذخیره کربن غیر آلی را 4 برابر بیشتر از ذخیره کربن آلی خاک در خاک‌های مناطق نیمه‌خشک چین گزارش نمودند؛ بنابراین، در مناطق خشک و نیمه‌خشک، با توجه به نقش کربن غیر آلی خاک در مدیریت خاک و تغییرات ناشی از آن در خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی باید به‌طور خاص و با دقت مورد توجه قرار گیرد. نتایج این یافته‌ها با نتایج سایر محققان که مقدار کربن غیر آلی خاک را 1 تا 9 برابر کربن آلی خاک گزارش نمودند، سازگار است.

کلی، تجمع کربن آلی در خاک سطحی عمدتاً از ورود کربن از بقایای گیاه که شامل قسمت فوقانی و زیست‌توده ریشه‌ای است، مشتق می‌شود (۳۰).

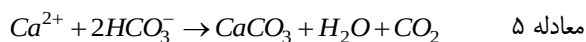
روند تغییرات در خصوص ذخیره کربن غیر آلی با ذخیره کربن آلی متفاوت است، به‌طوری‌که در افق‌های سطحی حداقل و در افق‌های زیرسطحی مقدار آن افزایش می‌یابد. کربن کل خاک نیز روند مشابهی را با کربن غیر آلی نشان می‌دهد و در افق‌های زیرسطحی بیشتر از افق‌های سطحی می‌باشد. در مناطق خشک و نیمه‌خشک، مقادیر زیادی کربنات کلسیم پدوژنیک (کربن غیر آلی) در خاک‌هایی که مواد مادری آن‌ها از قبل فاقد کربنات کلسیم بوده‌اند، تشکیل می‌شود (۲۱). در این مناطق، کربنات کلسیم پدوژنیک از آزادسازی کلسیم در اثر هوازدگی شیمیایی سنگ‌ها و کانی‌های غیرکربناته کلسیم‌دار مانند فلدسپارهای کلسیم‌دار و رسوب کربنات کلسیم زمانی که آب خاک توسط تخییر یا جذب توسط گیاه از دست می‌رود، تشکیل می‌شود (۱۵). در مورد کانی‌های سیلیکاته مواد مادری مانند پلاژیوکلازها (فلدسپار کلسیم‌دار) واکنش مربوط به هوازدگی به صورت معادله ۴ است (۳۴):



معادله ۴

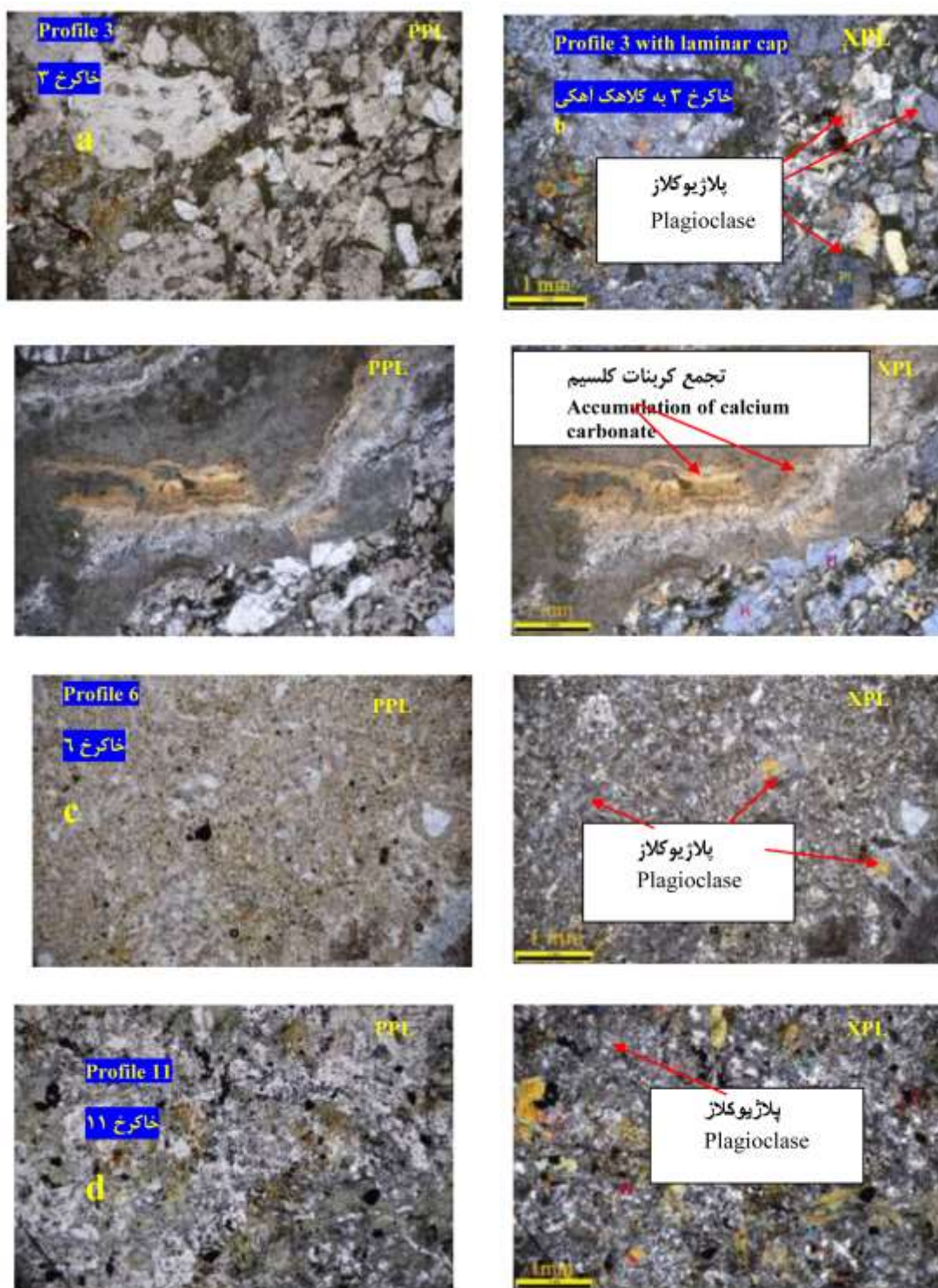


در این واکنش، کلسیم از کانی‌های سیلیکاته تحت تأثیر اسید کربنیک که از انحلال CO_2 در آب تشکیل شده است، آزاد می‌شود. کاهش میزان آب یا CO_2 در خاک، کربنات را مطابق واکنش ۵ در خاک رسوب می‌دهد.



معادله ۵

در این واکنش‌ها HCO_3^- از فعالیت ریشه‌ها و تنفس میکروبی تولید می‌شود. تأمین کلسیم فراوان از هوازدگی شیمیایی فلدسپارهای کلسیم‌دار، واکنش را در حضور مقدار کافی از HCO_3^- به سمت راست پیش می‌برد. به همین ترتیب، فراهم شدن HCO_3^- از تنفس میکروبی تحت شرایط pH مناسب، واکنش را تا زمانی که Ca^{2+} به اندازه کافی در دسترس باشد به سمت راست می‌راند. زمانی که فعالیت گیاهی غلظت CO_2 را در منافذ خاک افزایش دهد، فرایند هوازدگی با سرعت بیشتری انجام می‌شود. با این حال، واکنش رسوب کربنات کلسیم در طی فصول خشک رخ می‌دهد (۳۴). اگر چه واکنش‌های بالا بیشتر برای محیط‌های آبی توسعه یافته‌اند، با این وجود، این اصول برای سیستم بیوژئوشیمیایی خاک نیز مناسب است (۲۲). بر خلاف سیستم آبی، خاک به‌طور متناوب مرطوب و خشک می‌شود. علاوه بر این، خاک یک سیستم متخلخل است که عمدتاً از کانی‌های سیلیکاتی، ذرات آلی، گازها، محلول‌ها و انواع مختلفی از موجودات زنده شامل قارچ‌ها، باکتری‌ها، نماتدها و ریشه‌ها تشکیل شده است. در محیط خاک، غلظت CO_2 می‌تواند صدها بار بیشتر از CO_2



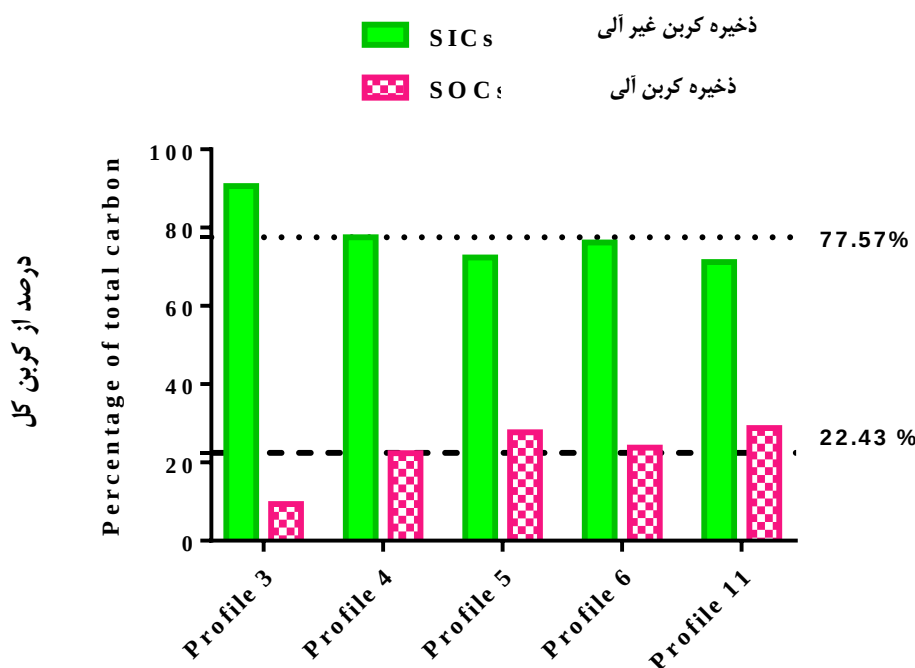
شکل ۵- تصاویر مقاطع نازک سنگ بستر برخی از پروفیل‌ها. a: سنگ بستر پروفیل ۳، b: سنگ بستر پروفیل ۳ به همراه لایه تجمع کربنات کلسیم روی سنگ بستر، c: سنگ بستر پروفیل ۶ و d: سنگ بستر پروفیل ۱۱
 کانی‌های پلاژیوکلاز روی تصاویر مشخص شده‌اند.

Figure 5- Thin section image of the bedrock of some profiles. a: Profile bedrock No.3, b: Profile bedrock No. 3 with calcium carbonate accumulation layer, c: Profile bedrock No. 6 and d: Profile bedrock No. 11
 Plagioclase minerals are marked on the images.

جدول ۴- ذخیره کربن آلی و غیر آلی و نسبت آن‌ها به کربن کل خاک

Table 4- Organic and inorganic carbon storage and their ratio to total carbon

شماره پروفیل	ذخیره کربن آلی	ذخیره کربن غیر آلی	ذخیره کربن کل	ذخیره کربن غیر آلی / ذخیره کربن آلی	(ذخیره کربن غیر آلی / ذخیره کربن آلی) × ۱۰۰	(ذخیره کربن آلی / ذخیره کربن غیر آلی) × ۱۰۰
Pedon No.	SOCs (kg m ⁻²)	SICs (kg m ⁻²)	STCs (kg m ⁻²)	SICs/SOCs	(SICs/STCs)*100	(SOCs/STCs)*100
Pedon 3	9.48	91.34	100.83	9.63	90.59	9.40
Pedon 4	7.97	27.58	35.56	3.46	77.56	22.41
Pedon 5	5.52	14.41	19.92	2.61	72.34	27.71
Pedon 6	5.83	18.64	24.47	3.19	76.17	23.83
Pedon 11	9.37	23.16	32.53	2.47	71.20	28.80
Mean	7.63	35.026	42.662	4.27	77.57	22.43



شکل ۶- درصد جزء کربن آلی و غیر آلی از کربن کل خاک در پروفیل‌های مورد مطالعه

نقطه‌چین نشان‌دهنده میانگین سهم کربن غیر آلی از کل کربن خاک و خط‌چین نشان‌دهنده میانگین سهم کربن آلی از کل کربن خاک می‌باشد.

Figure 6- Percentage of organic and inorganic carbon portion of total soil carbon for the studied profile

The dotted line represents the average portion of inorganic carbon in the total soil carbon, and the dashed line represents the average portion of organic carbon in the total soil carbon.

توزیع عمقی آن‌ها در شکل ۷ نشان داده شده است. همان‌طور که مشاهده می‌شود، مقدار ذخیره کربن آلی خاک در افق‌های سطحی بیشتر از افق‌های زیر سطحی است و در عمق‌های ۰-۲۵، ۲۵-۶۰ و ۶۰-۱۲۰ سانتی‌متری به‌طور متوسط ۲/۶، ۱/۹۷ و ۱/۲۶ کیلوگرم بر مترمربع می‌باشد. از طرفی، مقدار ذخیره کربن غیر آلی در افق سطحی حداقل است و در افق‌های زیرسطحی، به خصوص در عمق ۲۵-۶۰ سانتی‌متری افزایش می‌یابد. مقدار ذخیره کربن غیر آلی خاک در عمق‌های ۰-۲۵، ۲۵-۶۰ و ۶۰-۱۲۰ سانتی‌متری به ترتیب برابر با ۲/۷، ۱۰/۷۴ و ۸/۶ کیلوگرم بر مترمربع می‌باشد. بنابراین، به نظر

وانگ و همکاران (۴۰) گزارش کردند که ذخیره کربن غیر آلی خاک در مناطق نیمه‌خشک چین بیش از ۸۰ درصد از ذخیره کل کربن خاک را شامل می‌شود.

توزیع عمقی کربن خاک

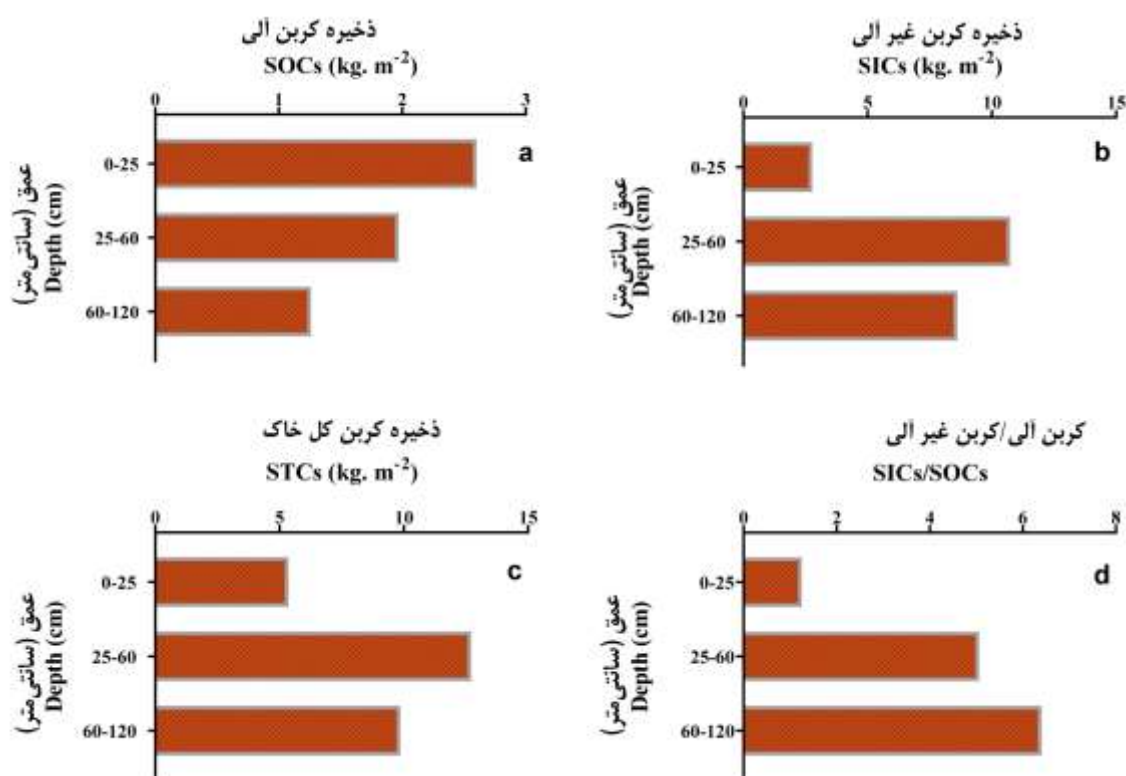
جهت بررسی توزیع عمقی ذخیره کربن آلی و کربن غیر آلی خاک، مقدار این پارامترها با استفاده از توابع اسپلین برای عمق‌های ۰-۲۵، ۲۵-۶۰ و ۶۰-۱۲۰ سانتی‌متر مورد بررسی قرار گرفت. مقدار کربن آلی خاک و کربن غیر آلی خاک برای عمق‌های مختلف و

کیلوگرم بر مترمربع می‌باشد. در شکل ۷-d نسبت کربن غیر آلی خاک به کربن آلی خاک در عمق‌های مختلف نشان داده شده است. همان‌طور که ملاحظه می‌شود با افزایش عمق این نسبت نیز افزایش یافته است و در عمق‌های ۰-۲۵، ۲۵-۶۰ و ۶۰-۱۲۰ سانتی‌متری به ترتیب برابر با ۱/۲۵، ۵/۱ و ۶/۴ می‌باشد. به نظر می‌رسد افزایش فشار جزئی CO₂ در خاک منجر به انحلال بخشی از کربنات پدوژنیک در خاک سطحی می‌شود و در نتیجه کربنات پدوژنیک حل شده و به خاک عمقی منتقل می‌شود و در افق‌های زیرسطحی به دلیل شرایط خشکی و CO₂ کمتر مجدداً متبلور می‌شود (۴۵).

نتیجه‌گیری

در این مطالعه، توزیع عمقی و ذخیره شکل‌های مختلف کربن در پروفیل‌های خاک در یک منطقه نیمه‌خشک در جنوب کرمان مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد که ذخیره کربن آلی عمدتاً در افق‌های سطحی و ذخیره کربن غیر آلی در افق‌های زیرسطحی بیشتر است.

می‌رسد که بیش از ۵۰ درصد از کل ذخیره کربن غیر آلی خاک در عمق ۲۵-۶۰ سانتی‌متری از سطح خاک ذخیره شده است. راهب و همکاران (۲۸) در منطقه نیمه‌خشک مورد بررسی در مطالعه خود، مقدار ذخیره کربن غیر آلی را در عمق‌های ۰-۲۵، ۲۵-۶۰ و ۶۰-۱۲۰ سانتی‌متری به ترتیب ۳، ۱۴ و ۸۳ درصد گزارش کردند که عمده کربن غیر آلی در عمق بیشتر از ۶۰ سانتی‌متر ذخیره شده است. مقدار ذخیره کربن غیر آلی در عمق‌های ۰-۲۵، ۲۵-۶۰ و ۶۰-۱۲۰ سانتی‌متری از کل ذخیره کربن غیر آلی خاک در مطالعه حاضر به ترتیب ۱۱/۱، ۵۰/۳ و ۳۸/۷ درصد بدست آمد. راهب و همکاران (۲۸) ذخیره کربن آلی را در عمق‌های ۰-۲۵، ۲۵-۶۰ و ۶۰-۱۲۰ سانتی‌متری به ترتیب ۳۱، ۳۲ و ۳۷ درصد گزارش نمودند که با مطالعه حاضر روند متفاوت و معکوسی را نشان می‌دهد. در مطالعه حاضر ذخیره کربن آلی در عمق‌های متناظر به ترتیب ۳۴/۲ و ۲۱/۸ درصد می‌باشد؛ بنابراین، به نظر می‌رسد که با توجه به ویژگی‌های خاک و شرایط آب و هوایی برای هر منطقه باید مطالعه‌های مجزایی صورت گیرد. ذخیره کربن کل خاک نیز روند مشابهی با ذخیره کربن غیر آلی خاک، نشان داده است و در عمق‌های ۰-۲۵، ۲۵-۶۰ و ۶۰-۱۲۰ سانتی‌متری به ترتیب ۵/۴، ۱۲/۷ و ۹/۸



شکل ۷- ذخیره فرم‌های مختلف کربن خاک در عمق‌های مختلف. a، ذخیره کربن آلی؛ b، ذخیره کربن غیرآلی؛ c، ذخیره کربن کل و d، نسبت کربن غیر آلی به کربن آلی خاک

Figure 7- Storage of organic and inorganic carbon at different depths of the soil profiles. a, storage of soil organic carbon; b, storage of soil inorganic carbon; c, storage of total soil carbon and d, ratio of soil inorganic carbon to soil organic carbon

حدود ۸۰ درصد از کل کربن خاک در افق‌های زیرسطحی خاک (زیر ۲۵ سانتی‌متر) تجمع یافته است که نشان‌دهنده اهمیت خاک زیرسطحی برای ذخیره کربن در مناطق نیمه‌خشک می‌باشد.

نسبت ذخیره کربن غیر آلی به کربن آلی به‌طور متوسط ۴/۲۷ می‌باشد. درصد بالای سهم ذخیره کربن غیر آلی خاک از کل کربن خاک، نشان می‌دهد که کربن غیر آلی نقش بسیار مهمی در مناطق نیمه خشک ایفا می‌کند. تقریباً ۸۹ درصد از کربن غیر آلی خاک و

منابع

1. Ajami M., Heidari A., Khormali F., Gorji M., and Ayoubi S. 2016. Environmental factors controlling soil organic carbon storage in loess soils of a subhumid region, northern Iran. *Geoderma* 281: 1-10.
2. Alidoust E., Afyuni M., Hajabbasi M.A., and Mosaddeghi M.R. 2018. Soil carbon sequestration potential as affected by soil physical and climatic factors under different land uses in a semiarid region. *Catena* 171: 62-71.
3. Bishop T.F.A., McBratney A.B., and Laslett G.M. 1999. Modelling soil attribute depth functions with equal-area quadratic smoothing splines. *Geoderma* 91: 27-45.
4. Bower C.A., and Hatcher J.T. 1966. Simultaneous determination of surface area and cation exchange capacity. *Soil Science Society of America Journal* 30: 525-527.
5. Bughio M.A., Wang P., Meng F., Qing C., Kuzyakov Y., Wang X., and Junejo S.A. 2016. Neoformation of pedogenic carbonates by irrigation and fertilization and their contribution to carbon sequestration in soil. *Geoderma* 262: 12-19.
6. Du C., and Gao Y. 2020. Opposite patterns of soil organic and inorganic carbon along a climate gradient in the alpine steppe of northern Tibetan Plateau. *Catena* 186: 104366.
7. Ekelund F., Rønn R., and Christensen S. 2001. Distribution with depth of protozoa, bacteria and fungi in soil profiles from three Danish forest sites. *Soil Biology and Biochemistry* 33: 475-481.
8. Eshel G., Fine P., and Singer M.J. 2007. Total soil carbon and water quality: an implication for carbon sequestration. *Soil Science Society of America Journal* 71: 397-405.
9. Eswaran H., Reich F.P., Kimble J.M., Beinroth F.H., Padamnabhan E., Moncharoen P. 2000. Global carbon stocks. In: Lal R., Kimble J.M., Eswaran H., Stewart B.A. (Eds.), *Global Climate Change and Pedogenic Carbonates*. CRC/Lewis, Boca Raton, FL.
10. Gebeyehu G., Soromessa T., Bekele T., and Teketay D. 2019. Carbon stocks and factors affecting their storage in dry Afromontane forests of Awi Zone, northwestern Ethiopia. *Journal of Ecology and Environment* 43: 1-18.
11. Gile L.H., Peterson F.F., and Grossman R.B. 1966. Morphological and genetic sequences of carbonate accumulation in desert soil. *Soil Science* 101: 347-360.
12. Han X., Gao G., Chang R., Li Z., Ma Y., Wang S., and Fu B. 2018. Changes in soil organic and inorganic carbon stocks in deep profiles following cropland abandonment along a precipitation gradient across the Loess Plateau of China. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 258: 1-13.
13. Hanson P.J., Edwards N.T., Garten C.T., and Andrews J.A. 2000. Separating root and soil microbial contributions to soil respiration: a review of methods and observations. *Biogeochemistry* 48: 115-146.
14. Horton Jr R. 2002. *Methods of Soil Analysis: Part 4, Physical Methods*. Madison, Wisconsin, USA: Soil Science Society of America.
15. Kimble J.M., and Follett R.F. 2000. The potential of US grazing lands to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect. CRC press.
16. Lee M.R., Hodson M.E., and Langworthy G. 2008. Earthworms produce granules of intricately zoned calcite. *Geology* 36: 943-946.
17. Li C., Li Q., Zhao L., Ge S., Chen D., Dong Q., and Zhao X. 2016. Land-use effects on organic and inorganic carbon patterns in the topsoil around Qinghai Lake basin, Qinghai-Tibetan Plateau. *Catena* 147: 345-355.
18. Liu W., Wei J., Cheng J., and Li W. 2014. Profile distribution of soil inorganic carbon along a chronosequence of grassland restoration on a 22-year scale in the Chinese Loess Plateau. *Catena* 121: 321-329.
19. Lorenz K., and Lal R. 2018. *Carbon Sequestration in Agricultural Ecosystems*. Springer.
20. Mikhailova E.A., and Post C.J. 2006. Effects of land use on soil inorganic carbon stocks in the Russian Chernozem. *Journal of Environmental Quality* 35: 1384-1388.
21. Monger H.C., Kraimer R.A., Khresat S., Cole D.R., Wang X., Wang J. 2015. Sequestration of inorganic carbon in soil and groundwater. *Geology* 43: 375-378.
22. Monger H.C., and Martinez-Rios J.J. 2002. Inorganic carbon sequestration in grazing lands. In: Follett R.F., Kimble J.M., Lal R. (Eds.), *The Potential of US Grazing Lands to Sequester Carbon and Mitigate the Greenhouse Gas Effect*. Lewis Publishers, Boca Raton, USA, pp. 87-118.
23. Nelson D.W., Sommers L.E. 1982. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: Page, A.L. (Ed.), *Methods of Soil Analysis*. Agron. Monger, No Vol. 9. ASA and SSSA, Madison, WI., pp. 539-577

24. Olaya-Abril A., Parras-Alcántara L., Lozano-García B., and Obregón-Romero R. 2017. Soil organic carbon distribution in Mediterranean areas under a climate change scenario via multiple linear regression analysis. *Science of the Total Environment* 592: 134-143.
25. Philander G., and Philander S.G. 2008. Encyclopedia of global warming and climate change: AE (Vol. 1). Sage.
26. Poeplau C., Vos C., and Don A. 2017. Soil organic carbon stocks are systematically overestimated by misuse of the parameters bulk density and rock fragment content. *Soil* 3: 61-66.
27. Raheb A., Heidar, A., and Mahmoodi S. 2016. Storage of Organic and Inorganic Carbon in Arid-Semihumid Soils: A Case Study of the Rangelands of Northwestern Iran. *Soil Science* 181: 473-486.
28. Raheb A., Heidari A., and Mahmoodi S. 2017. Organic and inorganic carbon storage in soils along an arid to dry sub-humid climosequence in northwest of Iran. *Catena* 153:66-74.
29. Rahimi J., Ebrahimpour M., and Khalili A. 2013. Spatial changes of Extended De Martonne climatic zones affected by climate change in Iran, *Theoretical and Applied Climatology* 112: 409-418.
30. Rasmussen C. 2006. Distribution of soil organic and inorganic carbon pools by biome and soil taxa in Arizona. *Soil Science Society of America Journal* 70: 256-265.
31. Rawlins B.G., Henrys P., Breward N., Robinson D.A., Keith A.M., and Garcia-Bajo M. 2011. The importance of inorganic carbon in soil carbon databases and stock estimates: a case study from England. *Soil Use and Management* 27: 312-320.
32. Rodriguez J.B., Self J., and Arriaga F.J. 2016. A simple, gravimetric method to quantify inorganic carbon in calcareous soils. *Soil Science Society of America Journal* 80: 1107-1113.
33. Schaetzl, R. J., and Thompson, M. L. 2015. *Soils: Genesis and Geomorphology*, Cambridge university press.
34. Schlesinger W.H. 2017. Inorganic carbon: global carbon cycle. In *Encyclopedia of soil science* (pp. 1203-1205). CRC Press.
35. Schoeneberger P.J., Wysocki D.A., Benham E.C., and Soil Survey Staff. 2012. Field book for describing and sampling soils, Version 3.0. Natural Resources Conservation Service, National Soil Survey Center, Lincoln, NE.
36. Soil Science Division Staff. 2017. Soil survey manual. C. Ditzler, K. Scheffe, and H.C. Monger (eds.). USDA Handbook 18. Government Printing Office, Washington, D.C.
37. Soil Survey Staff. 2014. Keys to Soil Taxonomy, 12th ed. USDA-Natural Resources Conservation Service, Washington, DC.
38. Sreenivas K., Dadhwal V.K., Kumar S., Harsha G.S., Mitran T., Sujatha G and Ravisankar T. 2016. Digital mapping of soil organic and inorganic carbon status in India. *Geoderma* 269: 160-173.
39. Stanbery C.A., Pierce J.L., Benner S.G., and Lohse K. 2017. On the rocks: Quantifying storage of inorganic soil carbon on gravels and determining pedon-scale variability. *Catena* 157: 436-442.
40. Wang J.P., Wang X.J., Zhang J., and Zhao C.Y. 2015. Soil organic and inorganic carbon and stable carbon isotopes in the Yanqi Basin of northwestern China. *European Journal of Soil Science* 66: 95-103.
41. Wang, Y., Li, Y., Ye, X., Chu, Y., and Wang, X. 2010. Profile storage of organic/inorganic carbon in soil: From forest to desert. *Science of the Total Environment*, 408: 1925-1931.
42. Wang Z.P., Han X.G., Chang S.X., Wang B., Yu Q., Hou L.Y., and Li L.H. 2013. Soil organic and inorganic carbon contents under various land uses across a transect of continental steppes in Inner Mongolia. *Catena* 109: 110-117.
43. Yang Y., Fang J., Ji C., Ma W., Mohammad A., Wang S., and Smith P. 2012. Widespread decreases in topsoil inorganic carbon stocks across China's grasslands during 1980s-2000s. *Global Change Biology* 18:3672-3680.
44. Zhang F., Wang X., Guo T., Zhang P., and Wang J. 2015. Soil organic and inorganic carbon in the loess profiles of Lanzhou area: implications of deep soils. *Catena* 126: 68-74.
45. Zhao W., Zhang R., Huang C., Wang B., Cao H., Koopal L.K., and Tan W. 2016. Effect of different vegetation cover on the vertical distribution of soil organic and inorganic carbon in the Zhifanggou Watershed on the loess plateau. *Catena* 139: 191-198.



Organic and Inorganic Carbon Storage in the Soils of Sardooeyeh Semi-arid Region in South of Kerman

H.R. Rafiei¹- A. Jafari^{2*}- A. Heidari³- M.H. Farpoor⁴- A. Abbasnejad⁵

Received: 02-09-2019

Accepted: 26-07-2020

Introduction: Soil carbon (C) sequestration is recognized as a potentially significant option to off-set the elevation of global atmospheric carbon dioxide (CO₂) concentrations. Soils are the main sink/source of carbon and also, an important component of the global C cycle. Total soil carbon (C) comprises of the soil organic C (SOC) and the soil inorganic C (SIC) components. The soil inorganic C (SIC) stock mainly consists of carbonates and bicarbonates. Processes governing the dynamics of the soil carbon stock differ among ecoregions and strongly interact with soil properties. Understanding the distribution of organic and inorganic carbon stocks in soil profiles is essential for assessing carbon storage at the regional and global scale. Although global estimates provide a general view of carbon stock levels, accurate local estimates and factors affecting soil carbon dynamics are very important. As a result, there is an essential requirement for accurately estimating the distribution of carbon reserves and their differences with regard to soil properties.

Materials and Methods: The study area is located in the Sardooeyeh region, South of Kerman, under semiarid conditions. A total of 5 soil profiles were excavated. Percentage of coarse fragments (> 2 mm) using a 2 mm sieve, total organic C by the K₂Cr₂O₇-H₂SO₄ oxidation method of Walkley-Black, soil inorganic carbon using the Gravimetric carbonate meter method were determined. Bulk density was measured by drying core samples in an oven overnight and dividing the weight of dry soil by the volume of the core occupied by the soil after correction for coarse fragments.

Results and Discussion: Organic carbon in the surface horizons of all profiles is maximum due to vegetation and decreases with increasing soil depth. As the altitude increased, the amount of organic carbon increased in the surface horizons. Lower temperature and higher humidity at higher altitudes lead to the lower organic matter decomposition and consequently higher organic carbon content of the soil. Although the upper soil layers had the maximum soil organic C content, the maximum soil inorganic C content was observed in the sub-surface layers. The soil organic carbon storage was between 5.52 to 9.48 kg m⁻² and the storage of soil inorganic carbon in profiles was between 14.41 and 91.34 kg m⁻². The total soil carbon storage in the profiles varied between 19.92 to 100.83 kg m⁻² and the average was 42.66 kg m⁻². The average of soil organic carbon storage in 0-25, 25-60, 60-120 cm depths were 2.6, 1.97 and 1.26 kg m⁻², respectively. The amount of soil inorganic carbon storage in 0-25, 25-60 and 60-120 cm depths were equal to 2.7, 10.40 and 8.26 kg m⁻², respectively. Therefore, it seems that more than 50% of the total soil inorganic carbon storage is stored at a depth of 25-60 cm from the soil surface. The portion of inorganic carbon storage of total soil carbon was 77.5%, and about 89% of it was stored in sub-surface horizons (below 25 cm). The portion of organic carbon storage of total soil carbon was 22.4%. It seems that an increase in the partial pressure of CO₂ in soils leads to some dissolution of the pedogenic carbonate in the top soil. Dissolved pedogenic carbonate transfers to the deep soil and then re-crystallizes under relatively dry conditions and low CO₂.

Conclusion: The results showed that soil organic carbon storage was mostly higher in surface horizons, and soil inorganic carbon storage was higher in sub-surface horizons. On average, the ratio of soil inorganic carbon storage to soil organic carbon storage was 4.27. The high percentage of soil inorganic carbon storage in total soil carbon, shows that inorganic carbon plays a very important role in semi-arid regions. Almost 89% of the soil

1, 2 and 4- Ph.D. Student, Assistant Professor and Professor, Department of Soil Science, Agriculture Faculty, Shahid Bahonar University of Kerman, respectively.

(*- Corresponding Author Email: a.jafari@uk.ac.ir)

3- Professor, Department of Soil Science Faculty of Agricultural Engineering and Technology, College of Agriculture and Natural Resources, University of Tehran, Karaj

5- Associate Professor, Department of geology, Faculty of sciences, Shahid Bahonar University of Kerman

DOI: 10.22067/jsw.v35i1.82133

inorganic carbon content and about 80% of the total soil carbon were accumulated in the sub-surface horizon of soil (below 25 cm), indicating the importance of sub-surface soil for storing carbon in semi-arid regions.

Keywords: Climate change, Deep soil carbon, Total soil carbon, Global warming



مقاله پژوهشی

غلظت عناصر کم مصرف در ارقام گندم نان با روی کارایی متفاوت در شرایط کمبود روی و روی کافی

محسن نیازخانی^{۱*} - بابک عبدالحی مندولکانی^۲ - مراد جعفری^۳ - میرحسن رسولی صدقیانی^۴

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۰۹/۱۰

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۰۴/۱۸

چکیده

کمبود عناصر کم مصرف، به ویژه روی، به خاطر کاهش رشد و نمو گیاهان و در نتیجه تحت تأثیر قرار دادن زندگی انسان‌ها یک مشکل جهانی است. بعضی از راه کارهای مورد استفاده توسط گیاهان روی-کارا برای جذب و استفاده بهینه از روی خاک ممکن است در جذب دیگر عناصر کم مصرف از جمله آهن، مس و منگنز تداخل ایجاد کند. برای مطالعه اثر کمبود روی بر غلظت عناصر روی، آهن، مس و منگنز در ریشه، شاخساره و دانه ارقام گندم نان با روی کارایی متفاوت، آزمایشی به صورت فاکتوریل در قالب طرح بلوک‌های کاملاً تصادفی در سه تکرار در گلخانه تحقیقاتی دانشگاه ارومیه در سال ۱۳۹۶ انجام شد. به این منظور چهار رقم گندم نان شامل دو رقم روی-کارا (بیات و نیک‌نژاد) و دو رقم روی-ناکارا (هیرمند و کرج ۱) در گلدان‌های حاوی خاک شنی شسته شده بدون روی (عدم کاربرد روی) و حاوی روی کافی (کاربرد ۵ میلی گرم در کیلوگرم) کاشته شدند. نمونه‌گیری از ریشه و شاخساره در مرحله ۳۰ درصد سنبله‌دهی و دانه در زمان رسیدگی کامل انجام گرفته و غلظت عناصر روی، آهن، مس و منگنز در اندام‌ها اندازه‌گیری شد و میانگین ارقام روی-کارا و میانگین ارقام روی-ناکارا محاسبه گردید. نتایج نشان داد کاهش روی خاک باعث شد در ریشه، غلظت آهن و مس (به ترتیب ۳۷/۹۷ و ۷/۹ درصد) و در دانه، غلظت آهن و منگنز (به ترتیب ۲۴/۵۸ و ۶/۳۳ درصد) افزایش یابد. هم‌چنین با کاهش روی خاک، غلظت منگنز در ریشه (۱۵ درصد) و غلظت آهن، مس و منگنز در شاخساره (به ترتیب ۳۹/۴۴، ۲۸/۵ و ۱۶/۱۹ درصد) و غلظت مس در دانه (۲۴/۵۱ درصد) کاهش پیدا کرد. در مقایسه با ارقام روی-ناکارا، غلظت روی، مس و منگنز ریشه (به ترتیب ۱۳/۴، ۴۴/۸۸ و ۱۰/۳۲ درصد) و غلظت آهن دانه ارقام روی-کارا (۶/۴۲ درصد) بیش تر بود. در شرایط کمبود روی، ارقام روی-کارا از غلظت آهن ریشه (۱۸/۵۵ درصد) و غلظت روی دانه (۱۱ درصد) بیش تری نسبت به ارقام روی-ناکارا برخوردار بودند. مقایسه توانایی انتقال نسبی عناصر به شاخساره ارقام با روی کارایی متفاوت نشان داد، در شرایط کمبود روی، ارقام روی-کارا از توانایی کم تری در انتقال روی (۵۳/۸۵ درصد)، آهن (۲۹/۶۹ درصد)، مس (۲۱/۶۹ درصد) و منگنز (۵۰/۱۷ درصد) در مقایسه با ارقام روی-ناکارا (به ترتیب ۷۹/۷۷، ۳۷/۶۸، ۲۷/۶۵ و ۷۰/۹۱ درصد) برخوردار بودند. به طور کلی می‌توان گفت، ارقام روی-کارا گندم نان از غلظت عناصر کم مصرف روی، آهن و منگنز بیش تری در ریشه و دانه برخوردار بوده و قابلیت استفاده از عناصر کم مصرف در اندام‌های آن‌ها بیش تر از ارقام روی-ناکاراست، با این حال ارقام روی-کارا از توانایی کم تری در انتقال روی، آهن، مس و منگنز از ریشه به شاخساره برخوردار هستند.

واژه‌های کلیدی: اثرات متقابل، انتقال نسبی، روی، روی-کارا، عناصر کم مصرف

مقدمه

هستند، تقریباً در تمامی فعالیت‌های سلولی و متابولیکی مشارکت کرده (۳۶) و کمبود آن‌ها تأثیر به‌سزایی در کاهش کمیت و کیفیت محصولات کشاورزی دارد. بدن انسان برای عملکرد عادی خود حداقل به ۲۰ عنصر معدنی ضروری نیاز دارد، که همه آن‌ها از طریق رژیم غذایی تأمین می‌شوند. برآوردهای اخیر نشان می‌دهند، بسیاری از مردم دنیا از کمبود حداقل یکی از این عناصر معدنی ضروری رنج می‌برند. گزارشاتی که جدیداً منتشر شده به‌وضوح نشان می‌دهند، سالانه بیش از ۱۰ میلیون نفر در اثر کاهش ایمنی بدن در مقابل بیماری‌های مزمن ناشی از کمبود عناصر کم مصرف جان خود را از دست می‌دهند (۸۴). سطح اهمیت و هم‌چنین کمبود گسترده این

عناصر کم مصرف برای رشد و نمو گیاهان ضروری بوده (۸۶) و نقش بسیار حیاتی در سلامتی انسان‌ها و حیوانات دارند (۱۳). این عناصر که به مقدار بسیار کم برای فرایندهای فیزیولوژیکی مورد نیاز

۱، ۲ و ۳- به ترتیب دانش‌آموخته دکتری اصلاح نباتات-ژنتیک مولکولی، استاد و دانشیار گروه تولید و ژنتیک گیاهی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ارومیه
(Email: Mohsen.n114@gmail.com) (*- نویسنده مسئول)

۴- استاد گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ارومیه

عناصر باعث شده است که در سال‌های اخیر این مسئله به‌طور جدی مورد توجه محققان قرار گیرد (۷۰).

چهار عنصر روی، آهن، مس و منگنز به‌جهت این‌که برای تمامی موجودات زنده عالی ضروری هستند، نسبت به دیگر عناصر از نقش برجسته‌تری برخوردارند (۱۳). بین تنش‌های مربوط به کمبود مواد معدنی، کمبود روی یکی از وسیع‌ترین عوامل محدود کننده برای تولید محصولات کشاورزی است که تولید غذای جهان (۲) و در نهایت سلامت بشر را تهدید می‌کند (۳۸). به‌همین خاطر افزایش غلظت روی اندام‌های مورد مصرف محصولات زراعی به یک چالش جهانی در حال رشد بدل شده است (۸۵). تخمین زده می‌شود، حدود ۱/۱ میلیارد نفر از مردم سراسر جهان دچار کمبود روی هستند (۶۴). عامل اصلی در شیوع گسترده کمبود عناصر کم‌مصرف به‌ویژه روی در بدن انسان، وجود نسبت بالایی از غذاهای مبتنی بر غلات دارای کمبود (۳۲) و غذاهای غنی از پروتئین با محتوای ناچیز عناصر کم-مصرف در رژیم غذایی، علی‌الخصوص در کشورهای در حال توسعه است (۱۲). به‌همین جهت در دو دهه گذشته تحقیق برای تولید و توسعه گیاهان زراعی که قسمت‌های خوراکی آن‌ها غنی از عناصر کم‌مصرف باشد (غنی‌سازی زیستی)^۱ به‌طور فزاینده‌ای مورد توجه قرار گرفته است (۷۳).

غلظت پایین روی در خاک‌های زراعی از تعیین کننده‌ترین عوامل کمبود روی در گیاهان است. بررسی‌ها نشان می‌دهند بیش از ۴۰ درصد اراضی زیرکشت گندم دچار کمبود شدید روی هستند (۳). علاوه بر کمبود روی خاک، قابلیت دسترسی به آن نیز از عوامل محدود کننده برای استفاده گیاه به‌شمار می‌رود. قابلیت دسترسی روی خاک برای گیاهان به عوامل زیستی و غیرزیستی مانند گونه گیاهی، اقلیم منطقه، غلظت روی قابل جذب کل، pH خاک، دما، مقدار کربنات کلسیم خاک، مواد آلی خاک، بافت خاک، فعالیت میکروبی، شوری، غرقابی و برهم‌کنش^۲ (اثرات متقابل) روی با دیگر عناصر مانند آهن، مس، منگنز، فسفر و منیزیم بستگی دارد (۲۰، ۶۳ و ۸۵). بذور تولید شده در خاک‌های با کمبود عناصر کم‌مصرفی مانند روی، نه‌تنها از ارزش غذایی کمی برای مصرف انسان‌ها و حیوانات برخوردارند، بلکه گیاهان تولید شده از این بذور با داشتن بنيه ضعیف، در مواجهه با تنش‌های محیطی بسیار آسیب‌پذیر بوده و عملکرد خوبی ندارند (۲۷). به‌همین خاطر توانایی تجمع حداکثری عناصر کم‌مصرف در دانه، از اهمیت قابل توجهی برخوردار است.

برای حل مشکل کمبود روی، تاکنون از راه‌کارهای متنوعی استفاده شده است، ولی در بین همه این راه‌کارها، تولید ژنوتیپ‌های

روی-کارا یک استراتژی امیدوارکننده است که می‌تواند تحت شرایط کمبود روی عملکرد مؤثری داشته باشد. این ژنوتیپ‌ها در خاک‌های با کمبود روی از رشد بهتری برخوردار بوده و عملکرد بیش‌تری تولید می‌کنند (۶۹). خصوصیات ریشه، تولید و پخش فیتوسیدر فور^۳، انتقال (مجدد)^۴ روی و مصرف بهینه^۵ روی، از جمله عوامل مهم درگیر در روی‌کارایی گیاهان به‌شمار می‌روند (۷۷). شماری از مکانیسم‌های استفاده شده توسط ژنوتیپ‌های روی-کارا ممکن است جذب و انتقال دیگر عناصر غذایی از جمله آهن، مس و منگنز را نیز تحت تأثیر قرار دهد، که این موضوع اهمیت خاصی در بحث کیفیت محصولات کشاورزی دارد (۳۳). به‌نظر می‌رسد این اثرات می‌تواند در شرایط خاص مانند غلظت کم و زیاد عناصر خاک متفاوت باشد. برآیند این برهم‌کنش‌ها به‌عنوان یک پاسخ، ممکن است باعث افزایش و یا کاهش رشد گیاه گردد (۵۳). با توجه به موارد ذکر شده، لازم است در فرآیند تغذیه گیاهی، هر عنصری به اندازه کافی در دسترس گیاه قرار گرفته و تعادل و تناسب میان عناصر غذایی رعایت شود (۲۳).

بنابراین در مطالعه حاضر بر روی سه هدف زیر تمرکز شد: ۱- مطالعه غلظت روی، آهن، مس و منگنز در شرایط کمبود روی در ریشه، شاخساره و دانه گندم نان. ۲- بررسی غلظت عناصر کم‌مصرف مورد مطالعه در اندام‌های مختلف ارقام گندم نان با روی-کارایی متفاوت در شرایط کمبود روی. ۳- مطالعه قدرت انتقال عناصر کم‌مصرف روی، آهن، مس و منگنز جذب شده، به شاخساره‌ی ارقام روی-کارا و روی-ناکارای گندم نان.

مواد و روش‌ها

این پژوهش به‌صورت فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی (CRD) با سه تکرار در گلخانه تحقیقاتی دانشکده کشاورزی دانشگاه ارومیه در بهار و تابستان سال ۱۳۹۶ اجرا گردید. فاکتورهای مورد بررسی، شامل عنصر روی در دو سطح عدم مصرف (کمبود روی) و سطح پنج میلی‌گرم در کیلوگرم خاک (روی کافی) از منبع سولفات روی ($ZnSO_4 \cdot 7H_2O$) و چهار رقم گندم نان با روی‌کارایی متفاوت (دو رقم بیات و نیک‌نژاد به‌عنوان ارقام روی-کارا و دو رقم هیرمند و کرج ۱ به‌عنوان ارقام روی-ناکارا) بودند (۸، ۴۶). خاک شنی مورد استفاده بعد از تهیه از بستر رودخانه فصلی "خان آرخی" واقع در شمال غربی دانشگاه ارومیه، با الک دو میلی‌متری غربال و سپس پنج بار با آب معمولی کاملاً آب‌شویی شده و در نهایت با آب دوبار تقطیر آب‌کشی و هواخشک گردید.

3- Phytosiderphore

4- (Re) translocation

5- Utilization

1- Biofortification

2- Interaction

جدول ۱- خصوصیات شیمیایی و فیزیکی خاک شنی مورد استفاده در مطالعه

Table 1- Properties of soil used for the experiment

شن	سیلت	رس	روی	آهن	منگنز	مس	پتاسیم	فسفر	ماده آلی	کربنات کلسیم	pH	شوری
Sand	Silt	Clay	Zn	Fe	Mn	Cu	K	P	OM	CaCO ₃		EC
%			mg.kg ⁻¹						%			mmoh.cm ⁻¹
96	1	3	0.15	0.87	3.8	0.07	9.4	2.4	0.29	9	7.8	1.19

جدول ۲- ترکیب محلول غذایی مورد استفاده در آزمایش

Table 2- Composition of the nutrient solution used in the experiment

مواد مورد استفاده	غلظت محلول غذایی (گرم در لیتر)	مقدار محلول غذایی (میلی لیتر در کیلوگرم خاک)
Ingredients	Concentration (gr.L ⁻¹)	Amount (ml.kg ⁻¹)
NH ₄ NO ₃ / CaCl ₂ .2H ₂ O / MgSO ₄ .7H ₂ O	(57) / (90) / (24)	1.67
K ₂ SO ₄ / KH ₂ PO ₄	(42) / (30.24)	3
MnSO ₄ .H ₂ O / Na ₃ [Co(NO ₃) ₆] / (NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄ .4H ₂ O / CuSO ₄ .5H ₂ O / H ₃ BO ₃	(0.55) / (0.62) / (1.2) / (0.42) / (6)	1.67
Fe - EDTA	(41.66)	2
ZnSO ₄ .7H ₂ O*	(13.14)	1.67

* فقط برای تیمارهای با روی کافی (شرایط نرمال) مورد استفاده قرار گرفت.

*Just for Zn sufficient treatments were applied.

لوله‌های پلی‌اتیلنی به ارتفاع ۳۴ و قطر ۱۱ سانتی‌متر، حاوی چهار کیلوگرم خاک شنی کشت، و بعد از ده روز، تعداد گیاهان در هر گلدان به هفت عدد کاهش داده شد. در طول فصل رشد، هر دو هفته یکبار محلول نیترات آمونیوم به همراه آب آبیاری به گلدان‌ها اضافه گردید (جدول ۲). آبیاری در حد ظرفیت زراعی به صورت روزانه و با استفاده از آب دوبارتقطیر انجام شد. نمونه برداری از ریشه و شاخساره در مرحله ۳۰ درصد سنبله‌دهی و از دانه‌ها بعد از رسیدگی کامل انجام گردید. غلظت عناصر کم‌مصرف روی، آهن، مس و منگنز اندام‌های هر یک از ارقام به روش سوزاندن خشک در کوره الکتریکی و قرائت عصاره استخراجی با استفاده از دستگاه جذب اتمی (SHIMADZU AA-6300) اندازه‌گیری شد (۸). برای اطمینان از صحت انتخاب ارقام به لحاظ روی کارایی، شاخص روی کارایی (ZE^۴) با تقسیم عملکرد ماده خشک شاخساره در شرایط کمبود روی بر عملکرد ماده خشک شاخساره در شرایط روی کافی برای هر کدام از ارقام محاسبه شد (۸). آزمون نرمالیده داده‌ها و خطاهای آزمایشی با استفاده از نرم‌افزار MINITAB (نسخه ۱۹) انجام گرفت. برای تجزیه واریانس داده‌ها و مقایسه میانگین تیمارها (به روش دانکن در سطح یک درصد) از نرم‌افزار SAS (نسخه ۹/۲) استفاده گردید. انتقال نسبی عناصر از ریشه به شاخساره و هم‌چنین نسبت انتقال عناصر با استفاده از فرمول‌های مربوطه محاسبه گردید (۵۴).

خصوصیات فیزیکی و شیمیایی بستر شنی مورد استفاده با روش‌های استاندارد در آزمایشگاه اندازه‌گیری و تعیین گردید. به این منظور بافت خاک به روش هیدرومتری، pH خاک با دستگاه pH سنج، شوری با دستگاه EC متر، مقدار مواد آلی به روش واکلی بلک^۱، کربنات کلسیم و فسفر قابل جذب به روش اولسن^۲، پتاسیم قابل جذب به روش نشر شعله‌ای (فلیم فتومتری^۳) و عناصر کم‌مصرف (آهن، روی، مس و منگنز قابل جذب) به روش جذب اتمی اندازه‌گیری شد (۷۸) (جدول ۱).

مواد غذایی مورد نیاز، قبل از کشت به صورت محلول تهیه و به خاک هر یک از گلدان‌ها جداگانه اضافه شده و کاملاً با آن مخلوط گردید (۸) (جدول ۲). با توجه به این که خاک‌هایی که کم‌تر از ۰/۵ میلی گرم در کیلوگرم خاک، روی داشته باشند خاک‌های فقیر از روی محسوب می‌شوند (۵۱)، علاوه بر این مواد غذایی، به خاک نیمی از گلدان‌ها (تیمارهای حاوی روی کافی) عنصر روی، به مقدار پنج میلی گرم روی در کیلوگرم خاک افزوده شد (۸).

بذور قبل از کشت به مدت سه دقیقه با اتانول ۷۰ درصد و سپس به مدت پنج دقیقه با آب اکسیژنه یک درصد ضدعفونی شده و در نهایت با آب دوبارتقطیر آب‌کشی گردید. تعداد ۱۰ عدد بذور در

1- Walkley-Black

2- Olsen

3- Flame photometry

4- Zinc efficiency index

$$RST (\%) = (SMC/RMC) * 100$$

RST: انتقال نسبی عنصر به شاخساره، SMC: غلظت عنصر در

شاخساره، RMC: غلظت عنصر در ریشه

$$ETR (\%) = (OOT_{-Zn}/OOT_{+Zn}) * 100$$

ETR: نسبت انتقال عنصر، OOT_{-Zn} : انتقال نسبی عنصر در

شرایط کمبود روی، OOT_{+Zn} : انتقال نسبی عنصر در شرایط کافی

نتایج و بحث

روی کارایی ارقام

ابتدا برای هر کدام از ارقام مورد مطالعه شاخص روی کارایی (ZE) محاسبه گردید. شاخص روی کارایی محاسبه شده برای ارقام بیات، نیکنژاد، کرج ۱ و هیرمند به ترتیب با ۰/۸۸، ۰/۸۳ و ۰/۸۰ بود. شاخص روی کارایی برای این ارقام توسط خوش‌گفتارمنش و همکاران (۴۶) به ترتیب ۰/۸۸، ۰/۸۵ و ۰/۸۳ و توسط باغبان‌طبیعت و رسولی‌صدیقانی (۸) به ترتیب ۰/۸۴، ۰/۷۳ و ۰/۷۳ گزارش شده است. در مطالعه حاضر، از میانگین غلظت عناصر در اندام‌های دو رقم بیات و نیکنژاد با متوسط روی کارایی ۰/۹۳ به عنوان ارقام روی-کارا و از میانگین دو رقم کرج ۱ و هیرمند با متوسط روی کارایی ۰/۸۱ به عنوان ارقام روی-ناکارا استفاده شد.

غلظت روی

نتایج مقایسه میانگین نشان داد که کمبود روی خاک باعث کاهش غلظت روی در هر سه اندام ریشه، شاخساره و دانه شد (جدول ۳، ۴ و ۵). کاهش غلظت روی در شرایط کمبود روی محیط و یا افزایش روی در اثر کاربرد کودهای حاوی روی چه به صورت محلول‌پاشی و چه به صورت خاکی، در ریشه، شاخساره و یا دانه گندم (۱، ۵۹، ۶۰ و ۶۱) و جو (۵۲، ۷۱ و ۸۱) گزارش شده است.

نتایج مقایسه میانگین نشان داد، غلظت روی ریشه در ارقام روی-کارا به طور معنی‌داری ($P \leq 0.01$) بیش‌تر از ارقام روی-ناکارا بود (جدول ۶). در شرایط کمبود روی، غلظت روی دانه ارقام روی-کارا بیش‌تر از ارقام روی-ناکارا بود (جدول ۴). در شرایط کمبود روی کاهش غلظت روی دانه در ارقام روی-کارا کم‌تر از ارقام روی-ناکارا بود. در شرایط کافی تفاوت معنی‌داری بین غلظت روی دانه ارقام روی-کارا و روی-ناکارا مشاهده نشد (جدول ۴). در مجموع نتایج نشان داد، غلظت روی ریشه و دانه ارقام روی-کارا بیش‌تر از ارقام روی-ناکارا بود.

به نظر می‌رسد ارقام روی-کارا نه تنها از توانایی بیش‌تری در جذب روی برخوردار هستند، بلکه قابلیت آن‌را دارند که در شرایط کمبود روی، مقدار بیش‌تری از روی جذب شده را به دانه منتقل نمایند.

عوامل متعددی در روی کارایی ارقام می‌توانند دخیل باشند، ولی به طور کلی این عوامل را می‌توان به دو گروه فعال و غیرفعال تقسیم کرد. جذب غیرفعال از طریق جذب الکترواستاتیکی یون‌های روی در دیواره سلولی سلول‌های ریشه گیاه صورت می‌گیرد و طبیعتاً فعالیت‌های متابولیکی جاری گیاه تأثیری بر آن ندارند. شواهدی وجود دارد که نشان می‌دهند عناصر روی، آهن، مس و منگنز موقعی از طریق مکانیسم غیرفعال و با استفاده از خاصیت انتشار از طریق ریشه جذب می‌شوند که در سطوح بالاتر از سطح مورد نیاز گیاه در خاک وجود داشته باشند. در شرایط مقدار کافی این عناصر در خاک، جذب از طریق مکانیسم فعال صورت می‌گیرد (۴۱). به نظر می‌رسد جذب فعال به دلیل وابستگی به فعالیت‌های متابولیکی گیاه تأمین‌کننده بخش عمده روی مورد نیاز گیاه باشد.

از مهم‌ترین عوامل مؤثر در افزایش کارایی جذب روی توسط ارقام روی-کارا می‌توان به بالا بودن دو فاکتور راندمان جذب^۱ روی توسط ریشه گیاه و مصرف بهینه از روی موجود در سلول‌های آن (۲۹) که توسط مکانیسم فعال کنترل می‌شوند نسبت داد. با این وجود عقیده بر این است که از بین این دو عامل، افزایش راندمان جذب، مکانیسم اصلی در روی کارایی بوده که با افزایش بازده فیزیولوژیکی، ساختاری و مولکولی قابل اصلاح است. شواهدی وجود دارد که نشان می‌دهد کارایی جذب روی در غلات عمدتاً مربوط به اختلاف در جذب روی توسط ریشه است (۱۵). از طرفی گزارش شده است که روی کارایی ارقام تحت کنترل ژنتیکی بوده و عوامل محیطی تأثیری بر این ویژگی ندارند (۷۴). روی از جمله عناصری است که قادر به انتشار بین سلولی نیست، لذا ناقل‌های^۲ مخصوص برای انتقال از محیط خاک به درون سلول‌های ریشه نیاز است (۴۲). از این رو گمان می‌رود فعالیت بالای ژن‌های کدکننده ناقل‌های جذب روی (به‌ویژه ژن‌های ZIP^۳) یکی از مهم‌ترین عوامل افزایش بازده مولکولی قابل اصلاح برای روی کارایی باشد (۲۶، ۶۰، ۸۱).

در مطالعه‌ای که بر روی الگوی بیان ژن‌های ZIP در ارقام روی-کارا و روی-ناکارای گندم نان در شرایط کمبود روی و روی کافی انجام گردید، مشاهده شد که تحت شرایط کمبود روی بیان این ژن‌ها به طور قابل توجهی افزایش پیدا می‌کند و این افزایش در ارقام روی-کارا به طور چشم‌گیری بیش‌تر از ارقام روی-ناکارا است (۶۰). لذا به نظر می‌رسد، در کنار دیگر عوامل روی کارایی، افزایش بیان ژن‌های ZIP یکی از عوامل بسیار مهم در روی کارایی ارقام باشد. همچنین در این مطالعه همبستگی مثبت و معنی‌داری بین افزایش بیان این ژن‌ها

1- Uptake

2- Transporters

3- Zrt-Irt like protein

جو (۸۰ و ۸۱) گزارش شده است. همچنین به کاهش غلظت آهن ریشه با افزایش روی محیط در نعنای^۳ (۶۲) اشاره شده است. مشاهده شده است که در شرایط کمبود آهن، غلظت روی در ریشه گندم نان (ارقام قدس و بک کراس روشن)، تربیتکاله (رقم الینر)، ذرت (دانه‌ای ۷۰۴ و شیرین ۴۰۳) و گلرنگ (رقم اراک ۲۸۱۱) افزایش پیدا می‌کند (۷۹). با این حال گزارشات متنوع و بعضاً ضد و نقیضی در مورد برهم‌کنش روی و دیگر عناصر کم‌مصرف در ریشه گیاهان در شرایط روی کافی منتشر شده است. در همین راستا برخلاف نتایج به‌دست آمده در این مطالعه، گزارش شده است که با افزایش روی، غلظت آهن در ریشه گیاهانی مانند گندم نان (۴۳)، آرابیدوپسیس^۴ (۵۰) و گیاه دارویی بالنگوی شهری^۵ (۶) افزایش می‌یابد. ژائو و همکاران (۹۰) گزارش کردند که افزایش روی تا مقدار کافی، غلظت آهن را در ریشه گندم نان بالا می‌برد، با این حال تفاوت معنی‌داری بین دو سطح کمبود روی و روی کافی وجود نداشت. در مطالعاتی که بر روی گیاهان مختلف انجام شده، به افزایش غلظت آهن دانه در شرایط کمبود روی اشاره شده است. در تأیید نتایج به‌دست آمده از مطالعه حاضر، مینی بر افزایش غلظت آهن دانه در شرایط کمبود روی، بیگی و همکاران (۱۱) گزارش کردند که در شرایط کمبود روی، غلظت آهن در دانه لوبیا چیتی افزایش می‌یابد. مطالعات عبدلی و همکاران (۱) بر روی گندم نان نشان داد که محلول‌پاشی با سولفات روی باعث کاهش معنی‌دار غلظت آهن دانه در این گیاه شد. با این حال پهلوان راد و پسرکلی (۶۱) افزایش ۸ درصدی غلظت آهن دانه گندم نان را در اثر محلول‌پاشی با سولفات روی گزارش کرده‌اند.

نتایج به‌دست آمده نشان داد که کاهش روی خاک باعث کاهش معنی‌دار ($P \leq 0.01$) غلظت آهن شاخساره نسبت به شرایط روی کافی شد. مطالعات مختلف نشان داده‌اند که غلظت روی در حد مقدار کافی در خاک، بر غلظت آهن شاخساره گیاه اثر مثبت داشته و از این طریق باعث افزایش وزن خشک گیاه می‌شود (۷ و ۶۲). کاهش غلظت آهن شاخساره در شرایط کمبود روی خاک را به جلوگیری از انتقال آهن از ریشه به شاخساره در شرایط کمبود روی می‌توان نسبت داد (۶۷ و ۶۸). در توافق با مشاهدات ما، افزایش در غلظت آهن شاخساره در شرایط روی کافی نسبت به شرایط کمبود روی در گندم نان (۲۶ و ۹۰)، برگ پرچم گندم نان (۲۸)، ذرت (۴) و گیاهان دارویی هم‌چون نعنای (۶۲)، پونه^۶ (۷)، بالنگوی شهری (۶) و مرزه^۷ (۵) گزارش شده است. در تناقض با نتایج حاصل از مطالعه حاضر، گزارشاتی وجود دارد

و غلظت روی ریشه، شاخساره و دانه در گندم نان دیده شد (۵۹) و (۶۰). در همین راستا تیونگ و همکاران (۸۱) گزارش کردند که ارقام جو، که دارای بیان بالای ژن‌های ZIP در اندام‌های خود هستند از توانایی بیش‌تری در جذب روی برخوردار بوده و دارای غلظت روی بیش‌تری در اندام‌های خود هستند. گزارشات منتشر شده نشان می‌دهند که در شرایط کمبود روی، غلظت روی در ریشه و شاخساره جو (۵۲، ۷۱)، ریشه و شاخساره برنج (۲۲)، ریشه، برگ و ساقه نخود فرنگی (۶۳) و دانه‌های لوبیا چیتی^۱ (۵۶) در ارقام روی-کارا بیش‌تر از ارقام روی-ناکارا بوده و کاهش غلظت روی این ارقام در شرایط کمبود روی، کم‌تر از ارقام روی-ناکارا است.

نتایج نشان داد، اختلاف معنی‌داری بین غلظت روی شاخساره ارقام روی-کارا و روی-ناکارا وجود نداشت (جدول ۳). گزارشاتی وجود دارد که نشان می‌دهند، زمانی که ارقام روی-کارا و روی-ناکارا تحت شرایط کمبود روی رشد می‌کنند فقط ارقام روی-ناکارا علائم کمبود را نشان می‌دهند و بین غلظت روی شاخساره و برگ ارقام روی-کارا و ارقام روی-ناکارا، اختلاف معنی‌داری مشاهده نمی‌شود (۱۶، ۱۸، ۳۴، ۵۲، ۶۶). بنابراین می‌توان گفت غلظت روی شاخساره نمی‌تواند شاخص مناسبی برای تفکیک ارقام روی-کارا از روی-ناکارای گندم نان باشد.

غلظت آهن

کاهش روی خاک باعث افزایش غلظت آهن ریشه و دانه (جدول ۴ و ۵) و کاهش چشم‌گیر ($P \leq 0.01$) غلظت آهن شاخساره گردید (جدول ۵). یکی از دلایل افزایش جذب آهن توسط ریشه در شرایط کمبود روی و یا افزایش جذب روی در شرایط کمبود آهن، وجود پدیده جذب رقابتی^۲ است. علت این پدیده وجود یک سیستم انتقال عمومی در سطح غشاء پلاسمایی برای فلزات و وجود رقابت بین عناصر فلزی برای انتقال توسط این سیستم عنوان شده است (۴۸). پدیده جذب رقابتی دو عنصر روی و آهن در ریشه گونه‌های مختلف گیاهی گزارش شده است. چن و همکاران (۲۱) گزارش کردند که کمبود فلزات سنگین در خاک، موجب تحریک بیان ژن‌های کدکننده پروتئین‌های ناقل این فلزات می‌شود و از آنجائی که فلزات سنگین توسط ناقل‌های مشابه منتقل می‌شوند، تحت شرایط کمبود روی تجمع دیگر فلزات سنگین از جمله آهن و مس در ریشه افزایش می‌یابد. افزایش غلظت آهن در شرایط کمبود روی در اواخر دوره رشدی در ریشه گندم نان (۴۰)، ریشه تیمارهای هفت روزه گندم نان (۲۶)، ریشه ارقام روی-کارا و روی-ناکارای گندم نان (۵۲) و ریشه

3- *Mentha arvensis* L.

4- *Arabidopsis thaliana*

5- *Lallemantia iberica* F. & CM

6- *Mentha pulegium* L.

7- *Satureja hortensis* L.

1- *Phaseolus vulgaris* L.

2- Competition uptake

که نشان می‌دهند در شرایط کمبود روی، غلظت آهن در شاخساره گیاهان گندم نان (۴۰، ۴۳، ۴۸ و ۵۲)، ذرت (۲۴) و جو (۵۲، ۸۰ و ۸۱) افزایش پیدا می‌کند. کُللی و همکاران (۴۸) افزایش آهن را در شرایط کمبود روی در شاخساره دو رقم گندم نان و رقم دوروم گزارش کرده‌اند. ایشان علت افزایش آهن در شرایط کمبود روی را دخالت یک سیستم انتقال عمومی در سطح غشاء پلاسمایی و رقابت عناصر فلزی برای جابه‌جایی توسط این سیستم عنوان کردند. لیلائی و همکاران (۵۰)، گزارش کردند که در شرایط کمبود روی غلظت آهن در شاخساره گیاه آرابیدوپسیس افزایش یافت، با این حال این افزایش تفاوت معنی‌داری با شرایط روی کافی نداشت. هم‌چنین گراهام و رینگل (۳۱)، در بررسی ارقام لوبیا با روی کارایی متفاوت نشان دادند که با افزایش تیمار کود روی، غلظت آهن در اندام هوایی هر دو نوع رقم کاهش داشت.

مقایسه میانگین ارقام نشان داد در شرایط کمبود روی، ریشه ارقام روی-کارا غلظت آهن بیش‌تری ($P \leq 0.01$) نسبت به ارقام روی-ناکارا داشتند (جدول ۴). از طرفی افزایش در غلظت آهن ریشه در اثر کاهش روی خاک، در ارقام روی-کارا به نحو بارزی بیش‌تر از ارقام روی-ناکارا بود. ولی در شرایط روی کافی تفاوت معنی‌داری بین غلظت آهن ریشه ارقام روی-کارا و روی-ناکارا مشاهده نشد. غلظت آهن شاخساره در ارقام روی-کارا کم‌تر از ارقام روی-ناکارا بود (جدول ۶). همانند غلظت روی دانه، غلظت آهن دانه ارقام روی-کارا نیز به‌طور معنی‌داری ($P \leq 0.01$) بیش‌تر از ارقام روی-ناکارا بود (جدول ۶). البته لازم به ذکر است هر چند غلظت آهن در دانه ارقام روی-کارا در این مطالعه به‌طور معنی‌داری بیش‌تر از ارقام روی-ناکارا بود ولی به جهت اختلاف بسیار اندک در غلظت این ارقام شاید نتوان با قطعیت نسبت به نتیجه حاصله استناد کرد. با این حال به‌لحاظ آماری می‌توان گفت، به‌طور کلی در مقایسه با ارقام روی-ناکارا، ارقام روی-کارا از غلظت آهن بیش‌تری در ریشه و دانه و غلظت کم‌تری در شاخساره برخوردار بودند. گیاهان برای افزایش کارایی جذب عناصر از راه کارهای متنوعی هم‌چون مورفولوژیکی، فیزیولوژیکی و بیوشیمیایی بهره می‌برند. برخی از این ساز و کارهای به‌کار رفته توسط گیاهان ممکن است بر جذب و انتقال سایر عناصر نیز تأثیر داشته باشند (۵۵). در راه کار فیزیولوژیکی، گیاهان با اضافه کردن موادی به خاک می‌توانند محیط را برای جذب عنصر مساعد کنند (۱۹). بسته به نوع گیاه، دو استراتژی توسط گیاهان مختلف برای جذب آهن از خاک به‌کار برده می‌شود. گیاهان دو لپه‌ای برای جذب آهن از خاک از استراتژی نوع یک^۱ استفاده می‌کنند، در حالی که گندمیان از استراتژی نوع دوم بهره می‌برند (۳۳). در استراتژی نوع دوم، ریشه گندم با

ترشح فیتوسیدر فور^۲ در ریزوسفر، آهن‌های سه ظرفیتی را با پیوندهای قوی کلاته کرده و جذب می‌کند. فیتوسیدر فورها ترکیباتی از خانواده موگنیک اسید^۳ هستند که در شرایط کمبود آهن و روی از ریشه گیاهان خانواده گندمیان در ریزوسفر ترشح می‌شوند (۸۷) تا جذب فلزات از خاک را بهبود بخشیده و علاوه بر آن باعث تسهیل در انتقال درون سلولی آن‌ها گردند (۳۹). در همین راستا، تریبی و همکاران (۸۳) معتقدند تولید فیتوسیدر فور یک پاسخ عمومی گیاهان برای تحمل کمبود عناصر کم‌مصرفی مانند روی و آهن می‌باشد. ترکیب فیتوسیدر فورها با روی و آهن موجب تشکیل کمپلکس محلولی می‌شود که این کمپلکس با افزایش پویایی این عناصر در خاک منجر به افزایش قابلیت جذب آن‌ها توسط گیاه می‌گردد. مشاهده شده است که در شرایط کمبود روی، توانایی ارقام روی-کارا در ترشح فیتوسیدر فورها بیش‌تر از ارقام روی-ناکاراست (۶۷ و ۷۶). به‌نظر می‌رسد ارقام روی-کارا در شرایط تنش کمبود روی با افزایش ترشح فیتوسیدر فور سعی در جذب کم‌ترین روی موجود در خاک داشته و از آنجائی که این مواد بر ترکیبات آهن هم تأثیر دارند، موجب آزادسازی آهن، و جذب و انتقال آن به ریشه شده و در نهایت در شرایط کمبود روی غلظت آهن در ریشه گیاه بالا می‌رود.

از دیگر راه کارهای به‌کار گرفته شده در گیاه برای افزایش کارایی جذب عناصر، راه کار بیوشیمیایی است. در مطالعه‌ای که توسط چن و همکاران (۲۱) بر روی گیاه کاملینا^۴ انجام گردید مشاهده شد که کمبود آهن خاک منجر به افزایش روی ریشه و شاخساره در این گیاه می‌شود. در این گزارش علت افزایش غلظت روی در شرایط کمبود آهن، تحریک بیان ژن‌های کدکننده ناقل‌های آهن عنوان شد و اضافه گردید، از آنجائی که این ناقل‌ها علاوه بر آهن در جذب و انتقال دیگر فلزات سنگین هم‌چون روی نیز دخالت دارند، تحت شرایط کمبود آهن، تجمع روی در ریشه و شاخساره این گیاهان افزایش می‌یابد. ناقل‌های متعددی در جذب و انتقال آهن و روی به‌طور مشترک در گیاه درگیر هستند. از مهم‌ترین این ناقل‌ها، می‌توان به ناقل‌های ZIP که قادر به انتقال هر دو عنصر روی و آهن می‌باشند اشاره کرد (۹ و ۴۹).

علاوه بر این ناقل، مشخص شده است که نیکوتیانامین^۵ که ناقل انتقال‌دهنده آهن در عرض آوند چوبی ریشه است قادر به انتقال روی، مس و منگنز نیز می‌باشد (۷۲). گزارش شده است، تعدادی از

2- Phytosiderophore

3- Mugineic acid (MA) family PS (2-deoxymugineic acid, 3-hydroxymugineic acid, and avenic acid)

4- *Commelina communis*

5- Nicotianamine

گیاهان کاهش می‌یابد. ولی افزایش مس با افزایش روی محیط در ریشه گیاه دارویی بالنگوی شهری (۶) و در اواخر دوره رشدی گندم نان (۴۰) گزارش شده است. باین‌حال، لیلای و همکاران (۵۰) نشان دادند که در شرایط کمبود روی غلظت مس در ریشه آرابیدوپسیس کاهش می‌یابد، هر چند این کاهش نسبت به شرایط روی کافی معنی‌دار نبود.

با توجه به نتایج به‌دست آمده در مطالعه حاضر مبنی بر کاهش غلظت مس شاخساره در شرایط کمبود روی، می‌توان گفت که افزایش روی در خاک تا حد مقدار کافی باعث افزایش غلظت مس در شاخساره می‌شود. به‌نظر می‌رسد در شرایط روی کافی، در شاخساره گندم نان بین روی و مس برهم‌کنش منفی وجود ندارد. افزایش در مس شاخساره در شرایط روی کافی نسبت به شرایط کمبود روی در گندم نان (۴۳ و ۹۰)، برگ پرچم گندم نان (۲۸)، جو (۸۰ و ۸۱)، آرابیدوپسیس (۵۰) و گیاهان دارویی پونه (۷)، بالنگوی شهری (۶) و مرزه (۵) گزارش شده است. با این‌حال گزارشاتی هم وجود دارد که نشان می‌دهند با کاهش روی محیط، غلظت مس در شاخساره افزایش پیدا می‌کند. از آن‌جمله می‌توان به افزایش غلظت مس در شاخساره گندم نان (۲۶، ۴۰، ۴۸، ۵۲) و جوانه‌های سویا (۸۹) در شرایط کمبود روی اشاره کرد. همانند غلظت مس در شاخساره، غلظت مس در دانه نیز با کاهش روی خاک، کاهش یافت. عبدلی و همکاران (۱) نشان دادند که محلول‌پاشی با سولفات روی به‌طور معنی‌داری افزایش غلظت مس دانه گندم نان را به‌دنبال دارد. کارن و همکاران (۴۴) گزارش کردند که تفاوت معنی‌داری بین شرایط روی کافی و شرایط کمبود روی در غلظت مس دانه لوبیا مشاهده نشد، ولی افزایش روی خاک به بیش‌تر از حد نرمال، باعث افزایش غلظت مس در دانه این گیاه شد. با این‌حال بیگی و همکاران (۱۱)، افزایش غلظت مس با کاهش روی خاک را در دانه لوبیا چیتی گزارش کرده‌اند.

نتایج نشان داد، ارقام روی-کارا از غلظت مس ریشه بیش‌تری نسبت به ارقام روی-ناکارا برخوردار بودند. در شرایط کمبود روی هر چند غلظت مس در شاخساره در ارقام روی-کارا بیش‌تر از ارقام روی-ناکارا بود، با این‌حال این تفاوت از نظر آماری معنی‌دار نبود. هم‌چنین غلظت مس دانه ارقام روی-کارا به‌طور معنی‌داری ($P \leq 0.01$) کم‌تر از ارقام روی-ناکارا بود (جدول ۶). در شرایط روی کافی، غلظت مس در شاخساره ارقام روی-کارا به‌طور معنی‌داری ($P \leq 0.01$) بیش‌تر از ارقام روی-ناکارا بود (جدول ۴). مطالعات انجام یافته نشان می‌دهند که در شرایط کمبود روی، غلظت مس ریشه ارقام روی-کارای گندم نان (۵۲، ۶۷) و جو (۵۲) بیش‌تر از ارقام روی-ناکارا بود. مطالعات انجام یافته بر روی تیمارهای ۶۵ روزه گندم‌های نان و دوروم (۴۸)، گندم نان و جو (۵۲) و گندم نان (۶۷) نتایج به‌دست آمده از مطالعه حاضر مبنی بر بیش‌تر بودن غیرمعنی‌دار

ناقل‌های اعضای خانواده YSL^۱ در انتقال عناصری مانند روی، آهن، مس، منگنز و حتی نیکل در مسافت‌های طولانی درون گیاهی درگیر هستند (۹۱). این ناقل‌ها قادر به انتقال کمپلکس‌های فلز-نیکوتیانامین مانند منگنز-نیکوتیانامین و آهن-II-نیکوتیانامین می‌باشند (۴۷). گمان می‌رود کاهش روی خاک منجر به تحریک بیان ژن‌های کدکننده ناقل‌های روی که در انتقال هر دو عنصر آهن و روی دخالت دارند می‌شود. لذا به‌نظر می‌رسد افزایش پروتئین‌های درگیر در انتقال این دو فلز به‌همراه کمبود روی خاک، منجر به افزایش آهن در ریشه گیاهان با کمبود روی می‌شود. با توجه به این‌که بیان این ژن‌ها در ارقام روی-کارا به‌طور معنی‌داری بیش‌تر از ارقام روی-ناکارا است، به‌نظر می‌رسد در مطالعه حاضر افزایش بیان این ژن‌ها در شرایط کمبود روی یکی از عوامل افزایش عنصر آهن در ریشه و دانه ارقام روی-کارا باشد. در همین رابطه گزارش شده است که در شرایط کمبود روی غلظت آهن در ریشه ارقام روی-کارای گندم نان (۶۷) و جو (۵۲) بیش‌تر از ارقام روی-ناکارا بود. طباطبائی و همکاران (۷۹) گزارش کردند که در شرایط کمبود آهن، گیاهان مختلف با آهن کارایی بیش‌تر، دارای غلظت روی بیش‌تری در ریشه خود هستند. ولی برخلاف یافته‌های مطالعه حاضر، بیگی و همکاران (۱۱) مشاهده کردند که در شرایط کمبود روی، غلظت آهن دانه رقم روی-کارای لوبیا چیتی نسبت به رقم روی-ناکارا به‌طور معنی‌داری کم‌تر بود.

غلظت مس

مقایسه میانگین نشان داد که در شرایط کمبود روی، غلظت مس در ریشه افزایش (جدول ۵) و در شاخساره و دانه به‌طور معنی‌داری ($P \leq 0.01$) کاهش یافت (جدول ۴ و ۵). کاهش در غلظت روی شاخساره ارقام روی-کارا بیش‌تر از ارقام روی-ناکارا بود. دلیل افزایش غلظت مس ریشه، می‌تواند به علت رقابت دو عنصر در اشغال محل‌های جذب مشترک بر روی ریشه‌های موئین گیاه (۵۷) و یا رقابت آن‌ها برای انتقال توسط ناقل‌های یکسان (۸۲) باشد که این وضعیت می‌تواند منجر به کاهش دسترسی روی (و برعکس) برای گیاه گردد. در تأیید نتایج حاصل از مطالعه حاضر، افزایش غلظت مس در شرایط کمبود روی در ریشه گندم نان و جو (۵۲) و افزایش غیرمعنی‌دار آن در گیاهچه‌های سویا (۸۹) گزارش شده است.

نتایج مطالعات انجام یافته بر روی گیاهان مختلف از جمله گندم نان (۲۶، ۴۰، ۴۳، ۸۲ و ۹۰)، جو (۸۰ و ۸۱) و باقلای مصری^۲ (۸۸) نشان می‌دهند که با افزایش روی محیط، غلظت مس در ریشه این

1- Yellow stripe-like

2- *Lupinus angustifolius* L.

غلظت مس شاخساره در ارقام روی-کارا در شرایط کمبود روی را تأیید می‌کنند. گزارش بیگی و همکاران (۱۱) در مورد کم بودن غلظت مس دانه در رقم روی-کارا نسبت به رقم روی-ناکارا در لوبیا چیتی، نتیجه مطالعه حاضر را در مورد کم بودن غلظت مس در دانه ارقام روی-کارا نسبت به ارقام روی-ناکارا تأیید می‌کند.

غلظت منگنز

کمبود روی خاک بر غلظت منگنز ریشه و شاخساره تأثیر منفی ($P \leq 0.01$) داشت، درحالی‌که این کمبود باعث افزایش ($P \leq 0.01$) غلظت منگنز دانه شد (جدول ۵). به‌نظر می‌رسد در شرایط کمبود روی، مکانیسم کنترل هومئوستازی عناصر گندم نان، عوامل جذب عناصر کم‌مصرف را بیش‌تر بر جذب و انتقال روی، آهن و مس متمرکز می‌کند، به‌همین خاطر جذب و ذخیره منگنز در ریشه تحت تأثیر قرار گرفته و غلظت آن در این اندام کاهش می‌یابد. مطالعات انجام یافته در مورد غلظت منگنز در اندام‌های گیاهان در سطوح مختلف روی، غالباً محدود به کاربرد روی بوده و مطالعات در شرایط تنش کمبود روی به‌ندرت در منابع دیده می‌شود. در تأیید نتایج به‌دست آمده در این مطالعه، کاهش غلظت منگنز در شرایط کمبود روی در ریشه گیاهچه‌های سویا گزارش شده است (۸۹). تحقیقات منتشر شده نشان می‌دهند که با افزایش روی محیط، غلظت منگنز ریشه در گندم نان (۴۳)، جو (۸۰ و ۸۱) و نعناع (۶۲)، مرزه (۵) و بالنگوی شهری (۶) افزایش می‌یابد. ژائو و همکاران (۹۰) کاهش غیرمعنی‌دار غلظت منگنز در ریشه گندم نان را در شرایط کمبود روی نسبت به شرایط با روی کافی گزارش کردند. با این‌حال گزارش شده است که افزایش روی محیط باعث کاهش غلظت منگنز در ریشه در اواخر دوره رشدی گندم (۴۰) و ذرت (۷۵) می‌شود. افزایش غلظت منگنز ریشه در شرایط کمبود روی در تیمارهای هفت روزه گندم نان (۲۶ و ۵۲)، جو (۵۲) و تیمارهای هشت هفته‌ای آراییدوپسیس (۵۰) گزارش شده است.

همسو با نتایج حاصل از مطالعه حاضر در مورد کاهش غلظت منگنز شاخساره در شرایط کمبود روی خاک، در مطالعاتی که بر روی گندم نان (۲۶، ۴۳)، جو (۸۰) و گیاهان دارویی بالنگوی شهری (۶)، مرزه (۵) و پونه (۷) انجام شد، مشخص گردید که غلظت منگنز در شاخساره این گیاهان در شرایط کمبود روی، کاهش می‌یابد. با این‌وجود گزارشی هم وجود دارند که نشان می‌دهند در شرایط کمبود روی، غلظت منگنز در شاخساره گندم نان (۴۰، ۵۲ و ۶۷)، آراییدوپسیس (۵۰)، جو (۵۲ و ۸۱) و نعناع (۶۲) افزایش می‌یابد. گزارش شده است که کاربرد روی تا حد مقدار کافی تأثیر معنی‌داری

بر غلظت منگنز در برگ پرچم گندم نان (۲۸)، شاخساره گندم نان (۹۰)، ذرت (۴)، شاخساره گیاهچه‌های سویا (۸۹) ندارد. افزایش غلظت منگنز با کاهش روی محیط در دانه لوبیا چیتی (۱۱) و دانه گندم نان (۶۵) گزارش شده است. با این‌حال کارن و همکاران (۴۴) نشان دادند که تفاوت معنی‌داری بین غلظت منگنز دانه در کاربرد مقادیر مختلف مصرف و هم‌چنین اعمال روش‌های متنوع استفاده از کود روی وجود ندارد. پهلوان راد و پسرکلی (۶۱) هم نشان دادند که محلول‌پاشی روی تأثیر معنی‌داری بر غلظت منگنز دانه در گندم نان ندارد. عبدلی و همکاران (۱) نشان دادند که محلول‌پاشی با سولفات روی سبب افزایش ۳۳/۲ درصدی منگنز دانه در گندم می‌شود.

درحالی‌که غلظت منگنز ریشه ارقام روی-کارا به‌طور معنی‌داری ($P \leq 0.01$) بیش‌تر از ارقام روی-ناکارا بود، نتایج نشان داد غلظت منگنز شاخساره این ارقام کم‌تر ($P \leq 0.01$) از ارقام روی-ناکارا است (جدول ۶). با این‌حال تفاوت معنی‌داری بین غلظت منگنز دانه ارقام روی-کارا و روی-ناکارا وجود نداشت (جدول ۳). در همین ارتباط رنگل و همکاران (۶۷) نشان دادند که در شرایط کمبود روی، غلظت منگنز ریشه در رقم روی-کارای گندم نان بیش‌تر از رقم روی-ناکارا بود. لمبن و سینگ (۵۲) هم گزارش کردند، غلظت منگنز ریشه جو در رقم روی-کارا به‌طور غیرمعنی‌داری بیش‌تر از رقم روی-ناکارا بود. در تأیید نتایج به‌دست آمده در مطالعه حاضر در مورد غلظت منگنز شاخساره ارقام، مطالعات لمبن و سینگ (۵۲) نشان داد که تحت شرایط کمبود روی در جو و گندم نان، غلظت منگنز در شاخساره رقم روی-کارا کم‌تر از رقم روی-ناکارا بود. با این‌حال رنگل و همکاران (۶۷) گزارش کردند که در هر دو شرایط کمبود روی و روی کافی، تفاوت معنی‌داری بین غلظت منگنز شاخساره ارقام روی-کارا و روی-ناکارای گندم نان وجود نداشت. برخلاف نتایج به‌دست آمده از مطالعه حاضر، در لوبیا چیتی مشاهده شده است که در هر دو شرایط کمبود روی و روی کافی غلظت منگنز در دانه رقم روی-کارا کم‌تر از رقم روی-ناکارا بود (۱۱).

انتقال نسبی عناصر از ریشه به شاخساره

برای مقایسه توانایی انتقال عناصر کم‌مصرف از ریشه به شاخساره‌ی ارقام با روی‌کاریایی متفاوت، برای هر کدام از آن‌ها درصد انتقال نسبی به شاخساره در هر دو شرایط کمبود روی و روی کافی و نسبت انتقال آن‌ها محاسبه گردید (جدول ۷). نتایج نشان داد، در شرایط کمبود روی، انتقال نسبی به شاخساره تمامی عناصر مورد مطالعه و هم‌چنین نسبت انتقال آن‌ها در ارقام روی-کارا کم‌تر از ارقام روی-ناکارا بود.

جدول ۳- تجزیه واریانس غلظت عناصر روی، آهن، مس و منگنز در ریشه، شاخساره و دانه میانگین دو رقم روی-کارا و دو رقم روی-ناکارا گندم نان در شرایط کمبود روی و روی کافی

Table 3- Analysis of variance for Zn, Fe, Cu and Mn concentration of bread wheat Zn-efficient and -inefficient cultivars under Zn deficiency and Zn sufficient conditions

منابع تغییر (SOV)	df	(Mean of square) میانگین مربعات					
		روی ریشه (Root Zn)	روی شاخساره (Shoot Zn)	روی دانه (Grain Zn)	آهن ریشه (Root Fe)	آهن شاخساره (Shoot Fe)	آهن دانه (Grain Fe)
سطح روی (Zn level)	1	64775.56**	12445.98**	3464.40**	23659.87**	14786.93**	166.69**
روی کارایی رقم (Cultivar Zn efficiency)	1	654.01**	45.78	10.54**	970.56**	1021.39**	13.49**
سطح روی × روی کارایی رقم (Cultivar Zn efficiency × Zn level)	1	1.88	24.71	1.74*	2447.02**	84.22	0.41
خطا (Error)	8	23.70	4.92	0.22	49.28	6.42	0.55
ضریب تغییرات (C.V)		4.14	3.66	1.11	2.52	6.42	2.17

منابع تغییر (SOV)	df	(Mean of square) میانگین مربعات					
		مس ریشه (Shoot Cu)	مس شاخساره (Shoot Cu)	مس دانه (Shoot Cu)	منگنز ریشه (Shoot Mn)	منگنز شاخساره (Shoot Mn)	منگنز دانه (Shoot Mn)
سطح روی (Zn level)	1	64.40**	110.53**	12.11**	2878.66**	1236.98**	12.48**
روی کارایی رقم (Cultivar Zn efficiency)	1	1490.00**	95.71**	1.39**	1055.44**	1775.19**	0.26
سطح روی × روی کارایی رقم (Cultivar Zn efficiency × Zn level)	1	0.20	47.44**	0.09	20.38	2.19	0.004
خطا (Error)	8	1.86	0.97	0.02	23.40	41.94	0.57
ضریب تغییرات (C.V)		2.24	5.39	2.18	2.53	5.61	1.99

* و **: به ترتیب معنی دار در سطح احتمال پنج و یک درصد
* and **: Significant at the 5 and 1% probability level, respectively

جدول ۴- مقایسه میانگین غلظت اثر سطح روی در روی کارایی رقم بر غلظت روی دانه، آهن ریشه و مس شاخساره (میلی گرم در کیلوگرم)

Table 4- Mean comparison for Cultivar Zn efficiency × Zn level on Zn concentrations (mg.kg⁻¹) of grain, Fe of root and Cu of shoot

	روی دانه (Grain Zn)	آهن ریشه (Root Fe)	مس شاخساره (Shoot Cu)
روی-کارا (Zn-efficient) کمبود روی	26.54 ^b	345.99 ^a	16.08 ^b
روی-ناکارا (Zn-inefficient) کمبود روی	23.91 ^c	299.45 ^b	14.41 ^b
روی-کارا (Zn-efficient) روی کافی	59.77 ^a	228.63 ^c	26.13 ^a
روی-ناکارا (Zn-inefficient) روی کافی	58.65 ^a	239.20 ^c	16.50 ^b

میانگین هایی که در هر ستون دارای حروف متفاوت می باشند، براساس آزمون چند دامنه ای دانکن در سطح احتمال یک درصد دارای اختلاف معنی داری می باشند.

کمبود روی: عدم کاربرد روی، روی کافی: کاربرد پنج میلی گرم روی در کیلوگرم خاک، روی-کارا: میانگین دو رقم روی-کارایی بیات و نیک نژاد، روی-ناکارا: میانگین دو رقم روی-ناکارایی هیرمند و کرج ۱

Numbers followed by the same letters in each column show no significant difference based on Duncan's multiple range test at 1% probability level.

Zn deficiency: no application of Zn, Zn sufficient: application of 5 mg Zn per kg soil, Zn-efficient: mean of the Zn-efficient cultivars (Bayat and Niknejhad), Zn-inefficient: mean of the Zn-inefficient cultivars (Hirmand and Karaj1).

جدول ۵- مقایسه میانگین اثر سطوح مختلف روی بر غلظت روی، آهن، مس و منگنز (میلی گرم در کیلوگرم) ریشه، شاخساره و دانه ارقام گندم نان با روی کارایی متفاوت

Table 5- Mean comparison of different Zn levels on Zn, Fe, Cu and Mn concentrations (mg.kg⁻¹) of root, shoot and grain of bread wheat cultivars with different Zn efficiency

	روی ریشه (Root Zn)	روی شاخساره (Shoot Zn)	آهن شاخساره (Shoot Fe)	آهن دانه (Grain Fe)	مس ریشه (Root Cu)	مس دانه (Grain Cu)	منگنز ریشه (Root Mn)	منگنز شاخساره (Shoot Mn)	منگنز دانه (Grain Mn)
کمبود روی (Zn deficiency)	44.10 ^b	28.45 ^b	107.78 ^b	37.81 ^a	63.13 ^a	6.19 ^b	175.56 ^b	105.17 ^b	38.78 ^a
روی کافی (Zn sufficient)	191.04 ^a	92.86 ^a	177.98 ^a	30.35 ^b	58.49 ^b	8.20 ^a	206.53 ^a	125.48 ^a	36.47 ^b

میانگین‌هایی که در هر ستون دارای حروف متفاوت می‌باشند، براساس آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح احتمال یک درصد دارای اختلاف معنی‌داری می‌باشند.

کمبود روی: عدم کاربرد روی، روی کافی: کاربرد پنج میلی‌گرم روی در کیلوگرم خاک

Numbers followed by the same letters in each column show no significant difference based on Duncan's multiple range test at 1% probability level.

Zn deficiency: no application of Zn, Zn sufficient: application of 5 mg Zn per kg soil

جدول ۶- مقایسه میانگین اثر روی کارایی ارقام بر غلظت روی، آهن، مس و منگنز (میلی گرم در کیلوگرم) ریشه، شاخساره و دانه ارقام گندم نان با روی کارایی متفاوت

Table 6- Mean comparison of cultivars Zn efficiency on Zn, Fe, Cu and Mn concentrations (mg.kg⁻¹) of root, shoot and grain in bread wheat cultivars with different Zn efficiency

	روی ریشه (Root Zn)	آهن شاخساره (Shoot Fe)	آهن دانه (Grain Fe)	مس ریشه (Root Cu)	مس دانه (Grain Cu)	منگنز ریشه (Root Mn)	منگنز شاخساره (Shoot Mn)
روی-کارا (Zn-efficient)	124.95 ^a	133.66 ^b	35.14 ^a	71.96 ^a	6.85 ^b	200.42 ^a	103.16 ^b
روی-ناکارا (Zn-inefficient)	110.19 ^b	152.11 ^a	33.02 ^b	49.67 ^b	7.53 ^a	181.67 ^b	127.49 ^a

میانگین‌هایی که در هر ستون دارای حروف متفاوت می‌باشند، براساس آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح احتمال یک درصد دارای اختلاف معنی‌داری می‌باشند.

روی-کارا: میانگین دو رقم روی-کارای بیات و نیک‌نژاد، روی-ناکارا: میانگین دو رقم روی-ناکارای هیرمند و کرج ۱

Numbers followed by the same letters in each column show no significant difference based on Duncan's multiple range test at 1% probability level.

Zn-efficient: mean of the Zn-efficient cultivars (Bayat and Niknejhad), Zn-inefficient: mean of the Zn-inefficient cultivars (Hirmand and Karaj1).

جدول ۷- انتقال نسبی روی، آهن، مس و منگنز به شاخساره و نسبت انتقال آن‌ها در ارقام روی-کارا و روی-ناکارای گندم نان در شرایط کمبود روی و روی کافی

Table 7- Root to shoot translocation of Zn, Fe, Cu and Mn and their translocation ratios in bread wheat Zn-efficient and -inefficient cultivars under Zn deficiency and Zn sufficient conditions

	انتقال نسبی روی (%) Zn RST (%)		نسبت انتقال (%) ETR (%)		انتقال نسبی آهن (%) Fe RST (%)		نسبت انتقال (%) ETR (%)		انتقال نسبی مس (%) Cu RST (%)		نسبت انتقال (%) ETR (%)		انتقال نسبی منگنز (%) Mn RST (%)		نسبت انتقال (%) ETR (%)	
	-Zn	+Zn	-Zn	+Zn	-Zn	+Zn	-Zn	+Zn	-Zn	+Zn	-Zn	+Zn	-Zn	+Zn	-Zn	+Zn
روی-کارا (Zn-efficient)	53.85	45.18	119.19	29.69	71.99	41.24	21.69	37.45	57.92	50.17	52.60	95.38				
روی-ناکارا (Zn-inefficient)	79.77	52.29	152.55	37.68	80.01	47.09	27.65	34.94	79.14	70.91	69.57	101.93				

-Zn: کمبود روی (عدم کاربرد روی)، +Zn: روی کافی (کاربرد پنج میلی‌گرم روی در کیلوگرم خاک)، روی-کارا: میانگین دو رقم روی-کارای بیات و نیک‌نژاد، روی-ناکارا: میانگین دو رقم روی-ناکارای هیرمند و کرج ۱.

RST: root to shoot translocation, ETR: element translocation ratio, -Zn: Zn deficiency (no application of Zn), +Zn: Zn sufficient (application of 5 mg Zn per kg soil), Zn-efficient: mean of the Zn-efficient cultivars (Bayat and Niknejhad), Zn-inefficient: mean of the Zn-inefficient cultivars (Hirmand and Karaj1).

عناصر را صرف سوخت‌وساز و تولید ماده خشک می‌کنند، در عوض ارقام روی-ناکارا ترجیح می‌دهند، مقدار بیش‌تری از این عناصر را در

به‌نظر می‌رسد در شرایط کمبود روی، ارقام روی-کارا مقدار کمی از این عناصر کم‌مصرف را ذخیره کرده و کسر قابل‌توجهی از این

شاخساره و یا انتقال مجدد آن از اندام‌های مسن^۳ برای استفاده در رشد اندام‌ها، تحت شرایط کمبود روی می‌تواند در روی کارایی گیاه نقش مهمی داشته باشد.

حاجی‌بلاند و همکاران (۳۵) گزارش کردند که تحمل کمبود روی یک ژنوتیپ برنج روی-کارا، علاوه بر توانایی بالای جذب روی توسط ریشه، به توانایی آن برای انتقال مجدد روی از برگ‌های پیر و مسن به برگ‌های در حال رشد و در حال ظهور ارتباط دارد. با این حال مطالعات انجام یافته بر روی گندم این یافته را تأیید نکرده است (۲۵). گزارشات منتشر شده در مورد گندم (۶۷) و نخود (۴۵) نتایج حاصل از مطالعه حاضر را تأیید می‌کنند. در همین ارتباط چاکماک و همکاران (۱۷) نشان دادند که در شرایط کمبود روی، انتقال نسبی روی به شاخساره در تیمارهای ۱۲ روزه، در چاودار بیش‌تر از گندم نان با روی کارایی بالا و آن‌هم بیش‌تر از رقم روی-ناکارای گندم نان و در نهایت، همه بیش‌تر از گندم دوروم بود. با این حال اطلاعات زیادی در مورد انتقال روی و دیگر عناصر کم مصرف از ریشه به شاخساره و یا از شاخساره به دیگر اندام‌های گیاهی به‌ویژه در شرایط کمبود روی منتشر نشده است.

در مطالعه حاضر مشخص شد، غلظت بالای روی در ریشه یکی از خصوصیات ارقام روی کارا در گندم می‌تواند باشد (جدول ۶). با این وجود در شرایط کمبود روی، قدرت انتقال روی جذب شده به شاخساره در این ارقام بسیار کم‌تر از رقم روی-ناکارا بود. در این راستا چاکماک و همکاران (۱۷) معتقدند، ارقام روی-کارا علاوه بر برخورداری از غلظت روی ریشه در شرایط کمبود روی، دارای قدرت انتقال روی به شاخساره بیش‌تری نیز هستند. با توجه به این که نتایج ارائه شده توسط این محققان در شرایط محلول غذایی و در مدت بسیار محدود (۱۲ روز) به‌دست آمده، و با عنایت به این که، مطالعه حاضر در شرایط نسبتاً مشابه محیط رشد طبیعی گندم نان انجام یافته و نمونه‌گیری نیز در زمانی انجام گرفته که گندم نان فرصت کافی برای طی دوره رشدی خود داشته، به‌نظر می‌رسد نتایج ارائه شده در مطالعه جاری به واقعیت نزدیک‌تر بوده و لذا انتقال نسبی روی به شاخساره نمی‌تواند به‌عنوان شاخصی معتبر برای روی کارایی در گندم به‌کار رود.

هم‌چنین نتایج نشان داد که نسبت انتقال به شاخساره برای دو عنصر روی و منگنز در هر دو رقم به‌طور قابل‌توجهی بیش‌تر از عناصر آهن و مس بود، لذا می‌توان گفت در شرایط کمبود روی، گندم نان مقدار بیش‌تری از روی و منگنز جذب شده توسط ریشه را به شاخساره منتقل می‌کند، درحالی‌که انتقال عناصر آهن و مس در شرایط روی کافی بیش‌تر از شرایط کمبود روی انجام یافت.

اندام‌های خود ذخیره کنند و یا احتمالاً توانایی استفاده از آن‌ها را در متابولیسم‌های جاری و یا در تولید بیوماس ندارند، موردی که از آن به‌عنوان توانایی بالا در "مصرف بهینه"^۱ و یا "کارایی بهره‌برداری" که یکی از شاخص‌های اصلی تفکیک ارقام روی-کارا از ارقام روی-ناکارا به‌حساب می‌آید، یاد می‌شود (۱۷). روی کارایی به‌طور کلی به مقدار ماده خشک^۲ تولید شده توسط گیاه در شرایط تنش کمبود روی نسبت به مقدار ماده خشک تولیدی در شرایط فراهمی روی اطلاق می‌شود (۱۰). در مطالعه‌ای که قبلاً بر روی همین ارقام انجام شد، مشاهده شد که مقدار ماده خشک تولید شده توسط ارقام روی-کارا به‌طور معنی‌داری بیش‌تر از ارقام روی-ناکارا است (۵۹). در نتیجه با توجه به نتایج حاصله از مطالعه حاضر می‌توان گفت، ارقام روی-کارا نه‌تنها از مصرف بهینه بالایی در استفاده از عنصر روی برخوردارند، بلکه مصرف بهینه عناصر آهن، مس و منگنز نیز در این ارقام بیش‌تر از ارقام روی-ناکاراست، موضوعی که تاکنون در کم‌تر گزارشی به آن اشاره شده است.

در همین رابطه گراهام و همکاران (۳۰) معتقدند، برای این که یک گیاه روی-کارا باشد نه‌تنها بایستی دارای توانایی بالایی در جذب روی از خاک‌های با کمبود روی باشد، بلکه بایستی بتواند در همین شرایط، ماده خشک و عملکرد بیش‌تری نیز تولید کند. چنین به‌نظر می‌رسد، ارقام روی-کارا ($ZE=0/93$) در مقایسه با ارقام روی-ناکارا ($ZE=0/81$) از توانایی بیش‌تری در جذب روی توسط ریشه برخوردار بوده (جدول ۴) و علاوه بر آن قادر هستند مقدار بیش‌تری از روی جذب شده را صرف تولید و افزایش ماده خشک در شاخساره نمایند. لازم به ذکر است که عنصر روی از طرق مختلف هم‌چون شرکت مستقیم در ساختمان کلروفیل و افزایش کارایی فتوسنتز گیاه، دخالت در توانایی دانه‌گرده برای لقاح و تقسیم سلولی، دخالت در متابولیسم نیتروژن و افزایش جذب عنصر پتاسیم و ایفای نقش کلیدی در تنظیم روزه‌ها، هم‌چنین ایفای نقش به‌عنوان کوفاکتور بسیاری از آنزیم‌ها از طریق شرکت در بیوسنتز اسید آمینه تریپتوفان به‌عنوان پیش‌ماده سنتز اکسین موجب تحریک رشد گیاه شده و در نهایت افزایش شاخص‌های رشد (وزن تر و خشک گیاه) در گیاه می‌شود (۵۸). تحقیقات نشان می‌دهند توانایی بالای ژنوتیپ‌ها برای انتقال روی از ریشه به شاخساره و به‌کارگیری آن در شرایط کمبود روی در روی-کارایی ژنوتیپ‌های گندم نقش دارند (۱۴). بررسی‌ها نشان می‌دهند که روی به‌طور مداوم در داخل سیستم و بین اندام‌های گندم در حال انتقال است (۳۷)، لذا می‌توان گفت افزایش انتقال روی از ریشه به

1- Utilization efficiency

2- Biomass

3- Senescing

نتیجه گیری

در شرایط محیطی خاص خود انجام شده و همچنین فرم‌ها و یون‌های عنصر روی مورد استفاده در مطالعات خاکی و محلول‌پاشی و همچنین محلول‌های مورد استفاده در بررسی‌های آزمایشگاهی متفاوت از هم می‌باشند، این نتایج متفاوت و بعضاً متناقض دور از ذهن نیست. در مجموع می‌توان گفت، ارقام روی-کارای گندم نان نه‌تنها از قابلیت استفاده از عناصر کم‌مصرف بیش‌تری در اندام‌های خود سود می‌برند بلکه از غلظت عناصر کم‌مصرف روی، آهن و منگنز بیش‌تری در ریشه و دانه برخوردار هستند.

سپاسگزاری

از اساتید محترم دانشکده کشاورزی ارومیه، آقایان دکتر علی‌رضا پیرزاد و دکتر ابراهیم سپهر و مسئولین محترم آزمایشگاه خاک، آقایان مهندس ناصر بالنده و مهندس حجت صادقی که در اجرای طرح و تفسیر و تدوین نتایج صمیمانه همکاری نموده‌اند، تقدیر می‌شود.

همان‌گونه که انتظار می‌رفت، کاهش روی خاک موجب کاهش غلظت روی در هر سه اندام ریشه، شاخساره و دانه گندم شد. کاهش روی خاک باعث شد غلظت آهن و مس در ریشه افزایش و غلظت منگنز کاهش یابد. همچنین با کاهش روی خاک، غلظت آهن، مس و منگنز در شاخساره کاهش یافت، درحالی‌که غلظت آهن و منگنز در دانه افزایش و غلظت مس کاهش پیدا کرد. غلظت روی، مس و منگنز، و در شرایط کمبود روی غلظت آهن ریشه ارقام روی-کارا بیش‌تر از ارقام روی-ناکارا بود. با این‌که تفاوت معنی‌داری بین غلظت روی، و در شرایط کمبود روی غلظت مس شاخساره ارقام وجود نداشت، ولی ارقام روی-کارا از غلظت آهن و منگنز شاخساره کم‌تری در مقایسه با ارقام روی-ناکارا برخوردار بودند. تفاوت معنی‌داری بین غلظت منگنز دانه ارقام مشاهده نشد، ولی غلظت آهن، و در شرایط کمبود روی، غلظت روی در دانه ارقام روی-کارا بیش‌تر و غلظت مس کم‌تر از ارقام روی-ناکارا بود. با توجه به این‌که مطالعات مختلف

منابع

1. Abdoli M., Esfandiari A., Mousavi S., Sadeghzadeh B., and Saeidi M. 2016. The effect of seed zinc internal content and foliar application of zinc sulfate on yield and storage compositions of wheat grain. *Crop Physiology Journal* 7(28): 91-106. (In Persian with English abstract)
2. Alloway B.J. 2004. Zinc in soils and crop nutrition. International Zinc Association Communications. IZA publications, Brussels, Belgium.
3. Alloway B.J. 2008. Zinc in soils and crop nutrition. Second edition. International Zinc Association and International Fertilizer Industry Association. Brussels, Belgium and Paris, France.
4. Aref F. 2012. Manganese, iron and copper contents in leaves of maize plants (*Zea mays* L.) grown with different boron and zinc micronutrients. *African Journal of Biotechnology* 11(4): 896-903.
5. Asgari-Lajayer H., Motesarezadeh B., Savaghebi G.R., and Hadiyan J. 2014. Effect of copper and zinc on concentration and uptake of micronutrient (Cu, Zn, Fe and Mn) and macronutrient (phosphorus) in savory at greenhouse conditions. *Journal of Science and Technology of Greenhouse Culture-Isfahan University of Technology* 5(3): 95-112. (In Persian with English abstract)
6. Asgari-Lajayer H., Motesarezadeh B., Savaghebi G.R., and Hadiyan J. 2015a. Effect of copper and zinc on growth characteristics, concentration of some mineral elements and translocation capacities of elements into infusion and decoction of dragon's head (*Lallemantia iberica* F. & CM) under greenhouse conditions. *Journal of Science and Technology of Greenhouse Culture-Isfahan University of Technology* 6(2): 145-161. (In Persian with English abstract)
7. Asgari-Lajayer H., Savaghebi F.G.R., Motesarezadeh B., and Hadiyan J. 2015b. Change in uptake of micronutrient and macronutrient in pennyroyal (*Mentha pulegium* L.) at greenhouse condition under copper and zinc application. *Journal of Soil Management and Sustainable Production* 5(2): 197-210. (In Persian with English abstract)
8. Baghban-Tabiat S., and Rasouli-Sadaghiani M.H. 2012. Investigation of Zn utilization and acquisition efficiency in different wheat genotypes at greenhouse conditions. *Journal of Science and Technology of Greenhouse Culture* 3(10): 17-32. (In Persian with English abstract)
9. Barabasz A., Palusinska M., Papierniak A.M., Kendziorek M.E., Kozak K., Williams L.E., and Antosiewicz D.M. 2019. Functional analysis of *NtZIP4B* and Zn status-dependent expression pattern of tobacco *ZIP* genes. *Frontiers in Plant Science* 9: 1984.
10. Behl K.R., Osaki M., Wasaki J., Watanabe T., and Shinano T. 2003. Breeding wheat for zinc efficiency improvement in semi-arid climate. A review. *Tropics* 12(4): 295-312.
11. Beygi M., Savaghebi Gh., and Motesarezadeh B. 2012. Study of zinc efficiency in selected common bean cultivars. *Journal of Water and Soil* 26(1): 33-41. (In Persian with English abstract)
12. Biesalski H.K. 2013. Hidden hunger. In *Hidden Hunger*. Springer, Berlin, Heidelberg, 25-50.

13. Blasco, B., Navarro-León, E., and Ruiz, J. M. 2018. Oxidative Stress in Relation with Micronutrient Deficiency or Toxicity. p. 181-194. In Plant Micronutrient Use Efficiency. Academic Press.
14. Cakmak I., Sari N., Marschner H., Ekiz H., Kalayci M., Yilmaz A., Braun H.J. 1996a. Phytosiderophore release in bread and durum wheat genotypes differing in zinc efficiency. Plant and Soil 180(2): 183-189.
15. Cakmak I., Yilmaz A., Kalayci M., Ekiz H., Torun B., Erenoglu B., and Brown H.J. 1996b. Zinc deficiency as a critical problem in wheat production in central Anatolia. Plant and Soil 180(2): 165-172.
16. Cakmak I., Ekiz H., Yilmaz A., Torun B., Kololi N., Gultekin I., Alkan A., Eker S. 1997. Differential response of re, triticale, bread wheat and durum wheats to zinc deficiency in calcareous soils. Plant and Soil 188: 1-10
17. Cakmak I., Torun B., Erenoglu B., Öztürk L., Marschner H., Kalayci M., Ekiz H., Yilmaz A. 1998. Morphological and physiological differences in the response of cereals to zinc deficiency. Euphytica 100(1-3): 349-57.
18. Cakmak I., Tolay I., Ozdemir A., Ozkan H., Ozturk L., Kling C.I. 1999. Differences in zinc efficiency among and within diploid, tetraploid and hexaploid wheats. Annals of Botany 84(2): 163-71.
19. Cakmak I., and Braun H.J. 2001. Genotypic variation for zinc efficiency, In Reynolds, M.P., Ortiz-Monasterio J.I., and McNab A. (ed.) Application of Physiology in Wheat Breeding. Mexico, D.F.: (No. CIS-3161 CIMMYT).
20. Cakmak I., Kutman U. 2018. Agronomic biofortification of cereals with zinc: a review. European Journal of Soil Science 69(1):172-180.
21. Chen Y., Shi J., Tian G., Zheng S., Lin Q. 2004. Fe deficiency induces Cu uptake and accumulation in *Commelina communis*. Plant Science 166(5): 1371-1377.
22. Chen W.R., Feng Y., and Chao Y.E. 2008. Genomic analysis and expression pattern of *OsZIP1*, *OsZIP3*, and *OsZIP4* in two rice (*Oryza sativa* L.) genotypes with different zinc efficiency. Russian Journal of Plant Physiology, 55(3): 400-409.
23. DalCorso G., Manara A., Piasentin S., and Furini A. 2014. Nutrient metal elements in plants. Metallomics 6(10): 1770-1788.
24. Erdal U., Turan M.A. and Taban S. 2003. Effect of zinc application on growth and nutrient concentrations of corn grown in soils with different characters. Ankara University Journal Agriculture Science 9: 334-339.
25. Erenoglu B., Nikolic M., Romheld V., and Cakmak I. 2002. Uptake and transport of foliar applied zinc (^{65}Zn) in bread and durum wheat cultivars differing in zinc efficiency. Plant and Soil 241(2) :251-257.
26. Evens N.P., Buchner P., Williams L.E., and Hawkesford M.J. 2017. The role of ZIP transporters and group F bZIP transcription factors in the Zn deficiency response of wheat (*Triticum aestivum* L.). The Plant Journal 92(2): 291-304.
27. Faran M., Farooq M., Rehman A., Nawaz A., Saleem M.K., Ali N., and Siddique K.H.M. 2019. High intrinsic seed Zn concentration improves abiotic stress tolerance in wheat. Plant and Soil 437: 195-213.
28. Feiziasl V., and Valizadeh G.R. 2004. Effects of phosphorus and zinc fertilizer applications on nutrient concentrations in plant and grain yield in cv. Sardari (*Triticum aestivum* L.) under dryland conditions. Iranian Journal of Crop Sciences 6(3). (In Persian with English abstract)
29. Genc Y., McDonald G.K., and Graham R.D. 2006. Contribution of different mechanisms to zinc efficiency in bread wheat during early vegetative stage. Plant and Soil 281(1-2): 353-367.
30. Graham R.D., Ascher J.S., and Hynes S.C. 1992. Selecting Zn-efficient cereal genotypes for soils of low zinc status. Plant and Soil 146(1-2): 241-250.
31. Graham R.D., and Rengel Z. 1993. Genotypic variation in zinc uptake and utilization by plants. P. 107-118. In: Zinc in Soils and Plants. A.D. Robson (ed.). Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
32. Graham R.D., Welch R.M., Saunders D.A., Ortiz-Monasterio I., Bouis H.E., Bonierbale M., and Meisner C.A. 2007. Nutritious subsistence food systems. Advances in Agronomy 92: 1-74.
33. Grusak M.A., Pearson J.N., and Marentes E. 1999. The physiology of micronutrient homeostasis in field crops. Field Crops Research 60(1-2): 41-56.
34. Hacisalihoglu G., Hart J.J., Wang Y.H., Cakmak I., and Kochian L.V. 2003. Zinc efficiency is correlated with enhanced expression and activity of zinc-requiring enzymes in wheat. Plant Physiology 131(2): 595-602.
35. Hajiboland R., Singh B., and Romheld V. 2001. Retranslocation of Zn from leaves as important contributing factor for zinc efficiency of rice genotypes. p. 226-227. In Plant Nutrition – Food Security and Sustainability of Agro-ecosystems (eds Horst, W. J. et al.), Kluwer, Dordrecht, The Netherlands.
36. Hansch R., and Mendel R.R. 2009. Physiological functions of mineral micronutrients (Cu, Zn, Mn, Fe, Ni, Mo, B, Cl). Current Opinion in Plant Biology 12(3): 259-266.
37. Haslett B.S., Reid R.J., and Rengel Z. 2001. Zinc mobility in wheat: uptake and distribution of zinc applied to leaves or roots. Annals of Botany 87(3): 379-386.
38. Hotz C., and Brown K.H. 2004. Assessment of the risk of zinc deficiency in populations and options for its control. Food Nutrition Bulletin, 25: 94-204.
39. Impa S.M., and Johnson-Beebout S.E. 2012. Mitigating zinc deficiency and achieving high grain Zn in rice through integration of soil chemistry and plant physiology research. Plant and Soil 361: 3-41.
40. Imtiaz M., Alloway B.J., Shah K.H., Siddiqui S.H., Memon M.Y., Aslam M., and Khan P. 2003. Zinc nutrition of

- wheat II: interaction of zinc with other trace elements. *Asian Journal of Plant Sciences* 2(2): 156-160.
41. Kabata-Pendias A. 2001. Trace elements in soils and plants. p. 331. CRC press, New York.
 42. Kambe T., Yamaguchi-Iwai Y., Sasaki R., and Nagao M. 2004. Overview of mammalian zinc transporters. *Cellular and Molecular Life Sciences* 61(1): 49-68.
 43. Kanwal S., Bano A., and Malik R.N. 2016. Role of *Arbuscular mycorrhizal* fungi in phytoremediation of heavy metals and effects on growth and biochemical activities of wheat (*Triticum aestivum* L.) plants in Zn contaminated soils. *African Journal of Biotechnology* 15(20): 872-883.
 44. Karen A.C., Shana F., Kenneth F.G., and George L.H. 2005. Inheritance of seed zinc accumulation in navy bean. *Crop Science* 45: 864-870.
 45. Khan H.R., McDonald G.K., and Rengel Z. 1998. Chickpea genotypes differ in their sensitivity to Zn deficiency. *Plant and Soil* 198: 11-18.
 46. Khoshgoftarmanesh A.H., Sadrarhami A., Sharifi H.R., Afiuni D., and Schulin R. 2009. Selecting Zn-efficient wheat genotypes with high grain yield using a stress tolerance index. *Agronomy Journal* 101(6): 1409-1416.
 47. Koike S., Inoue H., Mizuno D., Takahashi M., Nakanishi H., Mori S. et al. 2004. *OsYSL2* is a rice metal-nicotianamine transporter that is regulated by iron and expressed in the phloem. *The Plant Journal* 39(3): 415-424.
 48. Koleli N., Eker S., and Cakmak I. 2004. Effect of zinc fertilization on cadmium toxicity in durum and bread wheat grown in zinc deficient soil. *Environmental Pollutions* 131: 453-459.
 49. Kozak K., Papierniak A., Barabasz A., Kendziorek M., Palusińska M., Williams L.E., and Antosiewicz D.M. 2019. *NiZIP11*, a new Zn transporter specifically upregulated in tobacco leaves by toxic Zn level. *Environmental and Experimental Botany* 157: 69-78.
 50. Lilay G.H., Castro P.H., Campilho A., and Assunção A.G. 2019. The Arabidopsis *bZIP19* and *bZIP23* activity requires zinc deficiency insight on regulation from complementation lines. *Frontiers in Plant Science* 9: 1955.
 51. Lindsay W.L., and Norvell W.A. 1978. Development of DTPA soil test for Zn, Fe, Mn and Cu. *Journal of American Soil Science* 42(3): 421-428.
 52. Lombn S.P., and Singh B.R. 2003. Varietal tolerance to zinc deficiency in wheat and barley grown in chelatorbuffered nutrient solution and its effect on uptake of Cu, Fe, and Mn. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 166(1): 76-83.
 53. Lonergan J.F., and Webb M.J. 1993. Interactions between Zn and other nutrients affecting the growth of plants. p. 151. In A.D. Robson (ed). *Zinc in Soils and Plants*. Kluwer Academic Publisher, Dordrecht;
 54. Mahmoodi S., Savaghebi G., Motesharezadeh B. 2014. Uptake and transport of micronutrients (iron, copper, zinc and manganese) in different cultivars of bean (*Phaseolus vulgaris* L.) under iron- deficient and non-deficient conditions in soil. *Environmental Stresses in Crop Sciences* 7(1): 105-117. (In Persian with English abstract)
 55. Michael A., Grusak M.A., Pearson J.N., Marentes E. 1999. The physiology of micronutrient homeostasis in field crops. *Field Crops Research* 60: 41-56.
 56. Moraghan J.T., and Grafton K.F. 2003. Plant zinc and the Zn efficiency trait in navy bean. *Journal of Plant Nutrition* 26(8): 1649-1663.
 57. Mousavi S.R., Galavi M., Rezaei M. 2012. The interaction of zinc with other elements in plants: a review. *International Journal of Agriculture and Crop Sciences* 4(24): 1881-1884.
 58. Niazkhani S.M., Abdollahi Mandoulakani B., Jafari M., and Rasouli-Sadaghiani M. 2020. The effect of absorbable zinc deficiency on some physiological and morphological traits in bread wheat. *Applied Soil Research* 7(4): 99-100. (In Persian with English abstract)
 59. Niazkhani S.M. 2019. Study the expression pattern of *ZIP* genes involved in Zn uptake under zinc deficiency conditions in bread wheat. Ph.D. Thesis Urmia University. (In Persian with English abstract)
 60. Niazkhani S.M., Abdollahi Mandoulakani B., Jafari M., Rasouli-Sadaghiani M.H. 2018. Studying the expression of *ZIP1*, *ZIP3* and *ZIP6* genes in bread wheat under Zn deficiency conditions. *Cereal Research* 8(3):345-358. (In Persian with English abstract)
 61. Pahlavan-Rad M.R., Pessarakli M. 2009. Response of wheat plants to zinc, iron, and manganese applications, uptake and concentration of zinc, iron, and manganese in wheat grains. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 40(7-8): 1322-32.
 62. Pande P., Anwar M., Chand S., Yadav V.K., and Patra D. 2007. Optimal level of iron and zinc in relation to its influence on herb yield and production of essential oil in menthol mint. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 38: 561-578.
 63. Pandey N., Gupta B., and Pathak G.C. 2012. Antioxidant responses of pea genotypes to zinc deficiency. *Russian Journal of Plant Physiology* 59(2): 198-205.
 64. Rehman A., Farooq M., Ozturk L., Asif M., Siddique K.H. 2018. Zinc nutrition in wheat-based cropping systems. *Plant and Soil* 422: 283-315.
 65. Rengel Z., and Graham R.D. 1995a. Importance of seed Zn content for wheat growth on Zn deficient soil. II. Grain yield. *Plant and Soil* 173: 267-274.
 66. Rengel, Z., and Graham R.D. 1995b. Wheat genotypes differ in Zn efficiency when grown in chelate-buffered

- nutrient solution. *Plant and Soil* 176(2): 307-316.
67. Rengel Z., Romheld V., and Marschner H. 1998. Uptake of zinc and iron by wheat genotypes differing in tolerance to zinc deficiency. *Journal of Plant Physiology* 142: 433-438.
68. Rengel Z., and Romheld V. 2000. Root exudation and Fe uptake and transport in wheat genotypes differing in tolerance of Zn deficiency. *Plant and Soil* 222: 25-34
69. Rengel Z. 2001. Genotypic differences in micronutrient use efficiency in crops. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 32(7-8): 1163-1186.
70. Rengel Z. 2015. Availability of Mn, Zn and Fe in the rhizosphere. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 15(2): 397-409.
71. Sadeghzadeh B., Rengel Z., and Li C. 2009. Differential zinc efficiency of barley genotypes grown in soil and chelator-buffered nutrient solution. *Journal of Plant Nutrition* 32(10):1744-1767.
72. Scholz G., Seifert K., Gruen M. 1987. The effect of nicotianamine on the uptake of Mn^{2+} , Zn^{2+} , Cu^{2+} , Rb and $(PO_4)^{3-}$ by the tomato mutant chloronerva. *Biochemistry and Physiology Pflanzen* 182: 189-194.
73. Sharma P., Aggarwal P., and Kaur A. 2017. Biofortification: A new approach to eradicate hidden hunger. *Food Reviews International* 33(1): 1-21.
74. Shree P.S., and Westermann D.T. 2002. A single dominant gene controlling resistance to soil zinc deficiency in common bean. *Crop Science* 42: 1071-1074.
75. Singh B.R., and Steenberg K. 1974. Plant response to micronutrients. *Plant and Soil*, 40: 665-667.
76. Singh, B., Erenoglu, B., Neumann, G., Römheld, V. and von Wiren, N. 2002. Role of phytosiderophores in zinc efficiency of wheat. P. 52-60. In *Eco-Physiology of Rhizosphere* (ed. Merbach, W.).
77. Singh B., Natesan S.K.A., Singh B.K., and Usha K. 2005. Improving zinc efficiency of cereals under zinc deficiency. *Current Science* 88(1): 36-44.
78. Sparks D.L. 1996. *Methods of Soil Analysis. Part 3, Chemical Methods*, SSSA Book Ser. 5, Madison, WI, USA. 1390.
79. Tabatabaee S.S., Razazi A., Khoshgoftarmanesh A.H., Khodaeian N., Mehrabi Z., Asgari E., Fathian Sh., and Ramezanzadeh F. 2011. Effect of Fe deficiency on uptake, concentration and translocation of Fe, Zn, Mn in some plants with different Fe efficiency in hydroponics culture. *Journal of Water and Soil* 25(4): 728-735. (In Persian with English abstract)
80. Tiong J., McDonald G.K., Genc Y., Peda P., Hayes J.E., Toubia J., Langridge P., Huang C.Y. 2013. *HvZIP7* mediates zinc accumulation in barley (*Hordeum vulgare*) at moderately high zinc supply. *New Phytologist* 201(1): 131-143.
81. Tiong J., McDonald G., Genc Y., Shirley N., Langridge P., and Huang C.Y. 2015. Increased expression of six ZIP family genes by zinc (Zn) deficiency is associated with enhanced uptake and root-to-shoot translocation of Zn in barley (*Hordeum vulgare*). *New Phytologist*, 207(4): 1097-1109. (Supporting Information)
82. Tisdale S.L., Nelson W.L., Beaton J.D., and Havline J.L. 1993. *Soil fertility and fertilizers*. p. 634. 5th eds. Mc Millan, pub. Co. New York.
83. Treeby M., Marschner H., and Romheld V. 1989. Mobilization of iron and other micronutrient cations from a calcareous soil by plantborne, microbial, and synthetic metal chelators. *Plant and Soil* 114: 217-226.
84. Tripathi D.K., Singh S., Singh S., Mishra S., Chauhan, D.K., and Dubey N.K. 2015. Micronutrients and their diverse role in agricultural crops: advances and future prospective. *Acta Physiologiae Plantarum* 37(7): 139.
85. Ullah A., Farooq M., and Hussain M. 2019. Improving the productivity, profitability and grain quality of Kabuli chickpea with co-application of zinc and endophyte bacteria *Enterobacter* sp. MN17. *Archives of Agronomy and Soil Science* 1-16.
86. White P.J., and Pongrac P. 2017. 12 heavy-metal toxicity in plants. *Plant Stress Physiology* 2(5): 300.
87. Yoneyama T., Ishikawa S., and Fujimaki S. 2015. Route and regulation of zinc, cadmium, and iron transport in rice plants (*Oryza sativa* L.) during vegetative growth and grain filling: metal transporters, metal speciation, grain Cd reduction and Zn and Fe biofortification. *International Journal of Molecular Sciences* 16(8): 19111-19129.
88. Yu Q., and Rengel Z. 1991. Micronutrient deficiency influences plant growth and activities of superoxide dismutase in narrow-leaved lupines. *Annals of Botany* 83: 175-182.
89. Zeng H., Zhang X., Ding M., Zhang X., and Zhu Y. 2019. Transcriptome profiles of soybean leaves and roots in response to zinc deficiency. *Physiologia Plantarum*.
90. Zhao A.Q., Bao Q., Tian X.H., Lu X., and William J.G. 2011. Combined effect of iron and zinc on micronutrient levels in wheat (*Triticum aestivum* L.). *Journal of Environmental Biology* 32(2): 235-239.
91. Zheng L., Fujii M., Yamaji N., Sasaki A., Yamane M., Sakurai I., Sato K., Ma J.F. 2011. Isolation and characterization of a barley yellow stripe-like gene, *HvYSL5*. *Plant and Cell Physiology* 52(5): 765-74.



Micronutrients Concentrations in Bread Wheat Cultivars with Different Zn-Efficiency under Zn Deficient and Zn Sufficient Conditions

M. Niazkhani^{1*}- B. Abdollahi Mandoulakani²- M. Jafari³- M.H. Rasouli-Sadaghiani⁴

Received: 01-12-2019

Accepted: 08-07-2020

Introduction: The lack of micronutrients through a decrease in plant growth, which is related to human health, can be a global problem. Micronutrient deficiency reduces the immunological capacity of plant and animals by which they resist against several chronic diseases. This fact has been brought into sharp focus in the last decade because of a large proportion of people being deficient in micronutrients. The micronutrients such as zinc (Zn), iron (Fe), copper (Cu), and manganese (Mn) are more important than the others and therefore, they are essential to all living organisms. Zn deficiency is the most noticeable one since it has an influential effect on the production of agricultural products, and consequently, quality of people's life and health. One of the common methods to reduce the deleterious effects of Zn deficiency is using Zn-efficient cultivars. These cultivars have more biomass than Zn-inefficient cultivars. However, some strategies used by these cultivars for micronutrient supply could have a negative effect on the uptake process of the other micronutrients. Therefore, in the current study, an experimental approach was proposed to evaluate the effect of Zn deficiency on the concentrations of Zn, Cu, Fe, and Mn in the root, shoot, and grain of bread wheat cultivars with differential Zn efficiency. In addition, the capability of transferring the micronutrients from the root system to the shoot system was analyzed.

Materials and Methods: A greenhouse study was conducted using a factorial experiment based on completely randomized design (CRD) with three replications. The first factor was two levels of Zn-efficient (data represent the average for Bayat and Niknejhad) and Zn-inefficient (data represent the average for Hirmand and Karaj1) cultivars, and the second factor was two levels of Zn, including Zn deficiency (no application of Zn) and Zn sufficient (application of 5 mg Zn per kg soil). Soil samples passed through a 2 mm sieve and washed five times with double-distilled deionized water to remove soluble salt and organic matter. Soil samples were dried at room temperature (20-25 °C), and the necessary nutrients were added. Seeds were sown in polyethylene pots containing 4.5 kg of prepared soil after disinfection. To prevent nitrogen (N) deficiency, ammonium nitrate (NH₄NO₃) was applied to the treatments every 14 days. Daily irrigation was carried out using double-distilled deionized water to maintain field capacity. Sampling of root and shoot was performed at 30% of the heading stage and from the seeds after complete ripening. Finally, the concentration of Zn, Fe, Cu and Mn was measured in root, shoot and grain. The relative ability of Zn, Fe, Cu and Mn translocation from root to the shoot was calculated in the studied cultivars. Analysis of variance was performed using SAS software and comparison of means was done at 1% Duncan's multiple range test (DMRT).

Results and discussion: The results revealed that the concentrations of root Fe and Cu increased by 37.97% and 7.9%, respectively, under soil Zn deficiency. There was also an increase in Fe and Mn concentrations of the grain by 24.58% and 6.33%, respectively. Furthermore, the decrease of Zn in soil resulted in a reduction of Mn concentration in the root by 15%, Fe, Cu, and Mn concentrations in the shoot by 39.44, 28.5, and 16.19%, respectively. Under Zn deficiency condition, Cu concentration in grain (24.51%) decreased. Zn, Cu and Mn concentrations of roots (13.4, 44.88 and 10.32%, respectively) and Fe concentration of grain (6.42%) in Zn-efficient cultivars were higher compared to Zn-inefficient cultivars. In the case of Zn deficiency, Zn-efficient cultivars had a higher concentration of root Fe (18.55%) and grain Zn (11%) than those of the Zn-inefficient cultivars. Comparison of the relative translocation ability of micronutrients from root to shoot in the studied bread wheat cultivars showed that Zn-efficient cultivars had less ability to transfer Zn (53.85%), Fe (29.69%), Cu (21.69%) and Mn (50.17%) compared to Zn-inefficient cultivars (79.77%, 37.68%, 27.65% and 70.91% respectively) under soil Zn deficiency.

Conclusion: On average, the Zn-efficient cultivars of bread wheat contained higher concentrations of Zn, Fe,

1, 2 and 3- Ph.D. of Plant Breeding-Molecular Genetics, Professor and Associate Professor, Department of Plant Production and Genetics, Faculty of Agriculture, Urmia University, Urmia, Iran, respectively.

(*- Corresponding Author Email: Mohsen.n114@gmail.com)

4- Professor, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, Urmia University, Urmia, Iran

DOI: 10.22067/jsw.v35i1.84269

and Mn in root and grain. Moreover, the possibility of using micronutrients in their organs was higher compared to the Zn-inefficient cultivars. Zn-efficient cultivars also had less ability to transfer Zn, Fe, Cu and Mn from root to the shoot. The obtained results can be used for micronutrient biofortification and significant improvements of Zn content in wheat grain and to bring the improved varieties to the field.

Keywords: Micronutrients interactions, Microelements, Translocation ratio, Zinc, Zn-efficient



مقاله پژوهشی

تهیه نقشه توزیع مکانی فرسایش آبی و رسوب متاثر از الگوریتم‌های مختلف شیب، توسط مدل WaTEM/SEDEM در حوضه‌ی زوجی شوش

حمزه نیسی^۱ - عطااله خادم الرسول^{۲*} - هادی عامری خواه^۳

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۱۰/۳۰

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۰۹/۱۷

چکیده

فرسایش خاک یکی از مهمترین عوامل تخریب خاک است که ویژگیهای توپوگرافیکی دارای تأثیرات معنی‌داری بر روی چگونگی وقوع و توزیع مکانی آن می‌باشد. در این پژوهش توزیع مکانی فرسایش خاک و رسوب در حوضه‌ی آبریز زوجی شوش واقع در استان خوزستان متاثر از الگوریتم‌های مختلف شیب، توسط مدل WaTEM/SEDEM با در نظر گرفتن فرسایش باران (R)، فرسایش پذیری خاک (K)، پستی و بلندی (LS)، پوشش گیاهی (C) و مدیریت (P) ارزیابی شد. نتایج همبستگی بین پارامترهای ورودی مدل با میزان فرسایش خاک نشان داد که عامل LS دارای بیشترین میزان همبستگی با فرسایش خاک است که بیانگر بیشترین تأثیرگذاری عامل پستی و بلندی بر روی توزیع مکانی فرسایش خاک می‌باشد. همچنین نتایج نشان داد که بین مقادیر برآوردی رسوب در شکل‌های مختلف شامل کل رسوبات تولید شده، کل رسوبات ته‌نشین شده و کل رسوبات خروجی از حوضه، بین الگوریتم‌های مختلف شیب شامل گاورز (Govers)، مک کوول، نیپرینگ و ویشمایر - اسمیت اختلاف وجود دارد. با توجه به مقایسه‌ی مقادیر برآورد شده با اندازه‌گیری شده، الگوریتم نیپرینگ نتایجی به مراتب منطبق‌تر با مقادیر اندازه‌گیری شده ارائه داده است. نتایج شبیه‌سازی رابطه‌ی مطلوبی را با مقادیر اندازه‌گیری شده نشان داده است در نتیجه خروجی‌های مدل WaTEM/SEDEM بر پایه‌ی الگوریتم‌های نیپرینگ، امکان شناسایی مکان‌های بحرانی فرسایش و یا تولید رسوب در منطقه را فراهم نموده است، لذا ابزاری کارآمد جهت اتخاذ بهترین شیوه‌های مدیریتی (BMPs) موثر برای کنترل مناطق بحرانی محسوب می‌شود.

واژه‌های کلیدی: عامل توپوگرافی، شبیه‌سازی، بهترین شیوه‌های مدیریتی (BMPs)، فرسایش شیاری و بین‌شیاری، مساحت ویژه‌ی حوزه‌ی آبخیز

مقدمه

مناطق فاقد آمار به شکل قابل قبولی فراهم می‌نمایند (۱۲). مدل WaTEM/SEDEM به عنوان یکی از مدل‌های پیش‌بینی توزیع مکانی فرسایش خاک و تعیین نقاط حساس و فرسایش‌زا در حوزه‌ها می‌باشد که از قابلیت برآورد فرسایش آبی و نیز توزیع رسوب برخوردار است (۱۸). مدل WaTEM/SEDEM (Water and tillage erosion model/SEDEM) یک مدل با پایه‌ی زمین‌نما (Landscape-based) است که قادر به تعیین تغییرات زمانی و مکانی فرسایش خاک می‌باشد و از قابلیت ارتباط با سیستم‌های اطلاعات جغرافیایی برخوردار است (۲۱ و ۲۳). مدل WaTEM/SEDEM قادر به محاسبه‌ی فرسایش خاک با استفاده از معادله‌ی RUSLE 2D، محاسبه‌ی ظرفیت انتقال رسوبات و همچنین محاسبه‌ی میزان رسوبات ورودی به کانال‌ها می‌باشد (۱۹ و ۲۰). ون رومپی و همکاران (۲۰۰۱) بیان نمودند که مدل WaTEM/SEDEM به عنوان یک ابزار توانمند جهت تعیین جریان رسوبات و تخمین دقیق مقادیر

با توجه به پیامدها و اثرات سوء ناشی از تخریب و فرسایش خاک در حوضه‌های آبریز، شناسایی مناطق فرسایشی از اهمیت بسزایی در تدوین برنامه‌ی مدیریت خاک و آب در راستای اهداف توسعه‌ی پایدار برخوردار است و در این ارتباط استفاده از مدل‌های شبیه‌ساز جهت تخمین و پیش‌بینی فرسایش خاک و پیامدهای ناشی از آن، ابزاری کارآمد به حساب می‌آید (۲ و ۴). مدل‌های شبیه‌ساز متعددی وجود دارد که در بین مدل‌های موجود، مدل‌های با پایه‌ی فیزیکی امکان شبیه‌سازی توزیع مکانی و زمانی فرسایش خاک و وقوع رواناب را در

۱، ۲ و ۳ - به ترتیب فارغ التحصیل کارشناسی ارشد، استادیار و مربی، گروه خاک‌شناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهید چمران اهواز، اهواز، ایران
(*) - نویسنده مسئول: Email: a.khademalrasoul@scu.ac.ir
DOI: 10.22067/jsw.2020.14940.0

اندازه‌گیری شده‌ی رسوبات در حوزه‌ها است (۲۱). این مدل برآورد فرسایش آبی، توسط پژوهشگران متعددی در حوزه‌های آبریز اسپانیا (۱) و یا در مقیاس‌های بزرگتر در کشور چین (۹) و به منظور ارزیابی توزیع مکانی فرسایش و رسوب و نیز برآورد تأثیرات برون حوزه‌ای فرسایش خاک استفاده و کارایی آن در تحقق اهداف مذکور تأیید شده است.

عامل توپوگرافی یا همان پستی و بلندی تأثیرات قابل توجهی در چگونگی رخدادهای فرسایشی و حمل رسوب دارد. عامل پستی و بلندی با تعیین پارامترهایی مانند شیب و انحناء بر تجمع و سرعت جریان‌ات رواناب اثر گذاشته و بدین واسطه توزیع مکانی فرسایش و رسوب را تحت تأثیر قرار می‌دهد. فرسایش‌های شیاری و بین‌شیاری به‌عنوان دو شکل غالب از فرسایش‌های آبی در حوزه‌های آبریز محسوب می‌شوند که شناسایی و کنترل آنها می‌تواند گامی موثر جهت کاهش باررسوب و لذا کاهش اثرات مخرب فرسایش خاک باشد. با توجه به اینکه عامل پستی و بلندی دارای تأثیرات معنی‌داری بر روی وضعیت توزیع و رخداد فرسایش و رسوب می‌باشد، در نتیجه توجه به این عامل در برآوردهای فرسایش خاک و نیز اتخاذ شیوه‌های مدیریتی و حفاظتی از اهمیت بالایی برخوردار است. در مدل WaTEM/SEDEM عامل توپوگرافی و تأثیرات آن بر روی وضعیت فرسایش در عامل LS و به صورت الگوریتم‌های مختلف در نظر گرفته شده است. مدل WaTEM/SEDEM ترکیبی از مدل‌های WaTEM و SEDEM با هدف ارائه اطلاعات کاربردی برای مدیران زمین و بکارگیری شیوه‌های مدیریتی مناسب در حوزه‌های آبریز می‌باشد (۲۴ و ۲۵). این مدل دارای الگوریتم‌های LS متعددی می‌باشد که امکان شبیه‌سازی مقادیر فرسایش آبی توسط الگوریتم‌های مختلف همچون گاورز، مک‌کول، نیپرینگ و ویشمایر-اسمیت را فراهم می‌سازد.

روش استخراج و تهیه‌ی فاکتورهای طول و درجه‌ی شیب نخست به صورت دستی انجام می‌گرفته است (۲۷). در بستر زمان روش‌های متعددی در راستای تعریف و ارزیابی شیب‌های پیچیده در حوزه‌های آبریز گسترش یافته است تا بتوانند عامل توپوگرافی را با دقت در برآوردهای فرسایش و رسوب لحاظ نمایند که در قالب فاکتور LS نامگذاری شده است. به منظور غلبه بر محدودیت‌های مدل‌های مفهومی یک‌بعدی (1-Dimensional) در ارزیابی عامل توپوگرافی، طول شیب توسط عامل مساحت ویژه‌ی حوزه‌ی آبریز (Specific catchment area) جایگزین شده است که این ویژگی امکان تعیین وضعیت شبکه‌ی هیدروگرافی حوزه و ویژگی‌های جهت جریان و تجمع جریان را فراهم نموده و در نتیجه دید کاملتری از وضعیت جریان‌های سطحی یا رواناب در حوزه در اختیار ما قرار می‌دهد. در

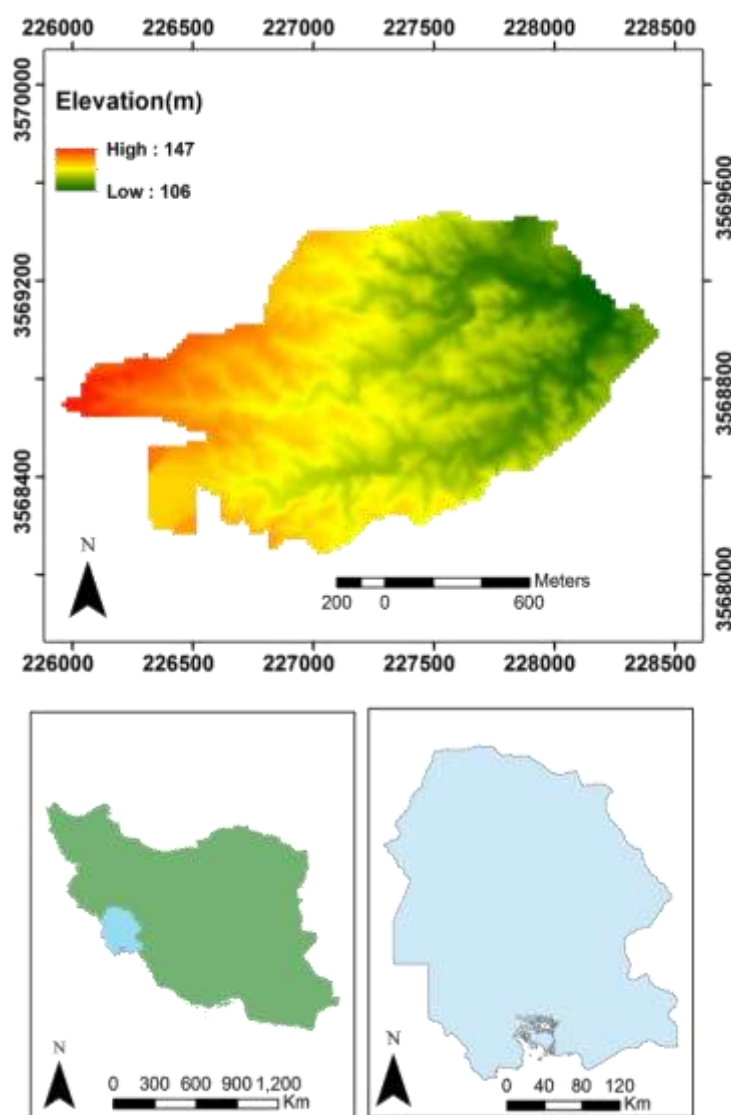
این حالت اطلاعات مربوط به توپوگرافی به شکل دقیقی از مدل رقومی ارتفاعی منطقه استخراج می‌شود. بدین ترتیب فاکتور LS محاسبه شده بر مبنای شبکه‌ی سلولی است که نشان دهنده اجزاء دامنه‌ی شیب بر اساس سیستم‌های اطلاعات جغرافیایی می‌باشد. همچنین فو و همکاران (۶) این رویکرد مساحت ویژه‌ی حوزه را در استفاده از مدل RUSLE برای محاسبه‌ی نسبت تحویل رسوب (Sediment delivery ratio) جهت ارزیابی تأثیرات بدون خاکورزی بر روی فرسایش و باررسوب لحاظ نمودند. به هر حال قابلیت‌ها و ظرفیت‌های این رویکرد سبب شده است که توسط پژوهشگران متعددی مورد استفاده قرار گیرد زیرا تأثیرات عامل توپوگرافی را به نحو واقعی‌تری لحاظ می‌نماید. در بسیاری از پژوهش‌های انجام شده، نتایج حاصل از شبیه‌سازی‌ها، با مقادیر واقعی اندازه‌گیری شده، مقایسه نشده است (۲۸). لذا در پژوهش حاضر نتایج حاصل از شبیه‌سازی توسط مدل با رویکرد فوق‌الذکر، با مقادیر واقعی اندازه‌گیری شده در حوزه مقایسه گردیده است.

در این بررسی سعی شده است تا ضمن برآورد مکانی فرسایش و رسوب با استفاده از مدل WaTEM/SEDEM، کارایی این مدل سنجیده شده و الگوریتم‌های مختلف تهیه یا محاسبه‌ی LS موجود در مدل برای برآورد فرسایش و توزیع رسوب مورد ارزیابی قرار گیرند. ارزیابی این الگوریتم‌ها کمک می‌کند تا در انتخاب الگوریتم مناسب برای برآورد فرسایش و رسوب دقت لازم صورت پذیرد و نتایج حاصل از شبیه‌سازی تا حد امکان به واقعیت نزدیک شود.

مواد و روش‌ها

معرفی و موقعیت منطقه‌ی مطالعاتی

منطقه‌ی مطالعاتی حوزه‌ی آبریز زوجی شوش واقع در موقعیت جغرافیایی $32^{\circ}13'33''$ تا $32^{\circ}14'32''$ شمالی و $48^{\circ}05'27''$ تا $48^{\circ}09'33''$ شرقی می‌باشد (شکل ۱). محدوده‌ی مطالعاتی در این پژوهش دارای مساحت تقریبی ۲۰۰ هکتار است. میانگین سالانه‌ی درجه حرارت حوزه‌ی مطالعاتی ۲۳/۳ درجه سانتی‌گراد، رژیم رطوبتی منطقه Aridic (خشک) و رژیم حرارتی آن هایپرترمیک می‌باشد. با توجه به ویژگی‌های زمین‌شناسی و نیز نهشته‌های برجای مانده، منطقه‌ی مطالعاتی از حالت تپه ماهوری برخوردار است و بافت خاک‌های منطقه به طور غالب بافت لومی (L) است. همچنین تغییرات ارتفاعی منطقه‌ی مورد مطالعه بین ۱۰۶ تا ۱۴۷ متر متغیر می‌باشد که در مدل رقومی ارتفاع منطقه نمایش داده شده است (شکل ۱).



شکل ۱- موقعیت منطقه‌ی مطالعاتی در قالب مدل رقومی ارتفاع (DEM)
Figure 1- The location of study area based on the digital elevation model

پایش‌ها و اندازه‌گیری‌های میدانی

این پژوهش مشتمل بر دو بخش کلی است، بخش اول مربوط به مطالعات و اندازه‌گیری‌های میدانی است که در این ارتباط مقادیر فرسایش خاک و باررسوب تولیدی در حوضه‌ی مطالعاتی توسط روش میخکوبی (Erosion Pin) و پلات‌های فرسایشی (Erosional plots) اندازه‌گیری شد. شایان ذکر است که حوضه‌ی آبریز مورد مطالعه به عنوان یک حوضه‌ی تیپیک در استان خوزستان و زیر نظر اداره کل منابع طبیعی و آبخیزداری استان به صورت اصولی و کارشناسانه مدیریت شده و اندازه‌گیری‌های میدانی به صورت مستمر انجام می‌شود. بدین ترتیب اندازه‌گیری فرسایش خاک شامل فرسایش‌های صفحه‌ای، شیری، خندقی و کنارودخانه‌ای با استفاده از

میخکوبی و پلات‌های فرسایشی اندازه‌گیری شد. همچنین با بهره‌گیری از دو ایستگاه هیدرومتری و رسوب‌سنجی در محدوده‌ی مطالعاتی، اندازه‌گیری تغییرات باررسوب در یک دوره‌ی زمانی ۱۵ ساله از سال ۱۳۸۲ تا ۱۳۹۷ صورت گرفت. لازم به ذکر است که در حوضه‌ی مطالعاتی اختلاف ارتفاع کمی وجود دارد که این امر منجر به کاهش تفاوت در ویژگی‌های خاک منطقه‌ی مطالعاتی شده است و تقریباً خاک از شرایط همگنی برخوردار است. بدین ترتیب اندازه‌گیری ویژگی‌های خاک جهت محاسبه‌ی عامل فرسایش‌پذیری خاک (K -Factor) با استفاده از ۸ نقطه در سطح حوضه صورت پذیرفت که انتخاب این نواحی به گونه‌ای انجام شده است که نماینده‌ی خاک کل منطقه باشد. علیرغم وجود اختلاف ارتفاع کم در منطقه و همگن

$(kg.h.mm^{-1})$ عوامل مدیریت شامل پارامترهای C و P هستند که به ترتیب نشان دهنده پوشش گیاهی و عملیات حفاظتی در منطقه مورد مطالعه می باشند.

در این پژوهش برای شبیه سازی فرسایش خاک و تولید رسوب توسط مدل WaTEM/SEDEM ورودی های مدل در قالب عوامل تاثیرگذار بر فرسایش خاک شامل مدل رقومی ارتفاع (DEM) منطقه، نقشه ی پارسلبندی حوضه، وضعیت ارتباط بین پارسلبندی ها^۱ و شبکه ی آبراهه ای تعریف شدند. سپس عامل فرسایش پذیری خاک (K -Factor) و عامل پوشش گیاهی (C-Factor) به صورت نقشه های GIS رستری با اندازه ی سلول 20×20 متر و فرمت IDRISI با استفاده از ماژول های موجود در نرم افزارهای ArcGIS و Whitebox تولید شده و در فرایند شبیه سازی در اختیار مدل قرار گرفتند. لازم به ذکر است که فرمت ورودی های مدل WaTEM/SEDEM به صورت IDRISI raster و با اندازه ی سلول های 20×20 متر می باشد تا امکان اجرای مدل فراهم گردد.

عامل C به عنوان پوشش گیاهی است که از جمله عوامل بسیار مهم و تاثیرگذار بر روی رخدادهای فرسایشی و کنترل فرسایش است. عامل C فاکتوری بدون بعد است، مقدار عددی آن بین ۰ و ۱ متغیر بوده و مقادیر آن برای زمین های کشاورزی (Farmland)، جنگلی (Forest) و مرتع (Rangeland) متفاوت می باشد (شکل ۲ ج). محاسبه ی عامل C در این پژوهش با استفاده از روش رضایی و همکاران (۱۳۹۳) انجام شده است که در این روش عامل C به صورت تابعی از شاخص NDVI می باشد $C = ((1-NDVI)/2)$ (۱۵). مقادیر فاکتور پوشش گیاهی (C) برای پوشش های گیاهی متراکم نظیر علفزارها و جنگل ها مقدار آن صفر در حالیکه برای اراضی فاقد پوشش گیاهی برابر ۱ می باشد لذا از پتانسیل فرسایش پذیری بالایی برخوردارند (۲۷).

عامل K بیانگر فرسایش پذیری خاک است که عمدتاً از بافت و ساختمان خاک تاثیر می پذیرد. برای تعیین عامل فرسایش پذیری (K) نمونه های خاک از عمق ۰-۲۰ سانتی متری تهیه و درصد ذرات رس با قطر کمتر از >0.002 میلی متر، ذرات سیلت با قطر (0.05) تا 0.002 میلی متری و درصد شن (2) تا 0.05 میلی متر) با استفاده از روش هیدرومتری (۳) اندازه گیری شد. سپس با استفاده از رابطه ی ۲ و ۳ (۱۴ و ۱۷) که در واقع دربرگیرنده ی تمامی عوامل موجود در روش ویشمایر-اسمیت می باشد مقدار عامل فرسایش پذیری خاک محاسبه شد (۱۳).

$$K = 7.594 \left\{ 0.0017 + 0.0494 \exp \left[-0.5 \left(\frac{\log(Dg) + 1.675}{0.6986} \right)^2 \right] \right\} \quad (2)$$

$$Dg = \exp(0.01 \sum fi \ln(mi)) \quad (3)$$

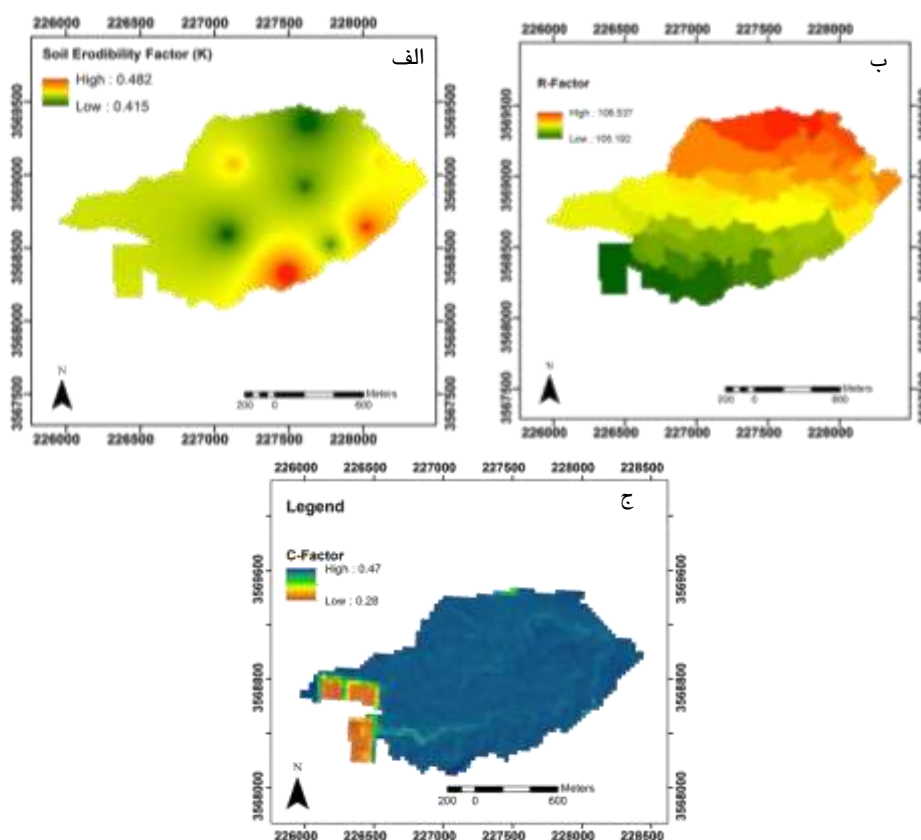
بودن خصوصیات خاک، جهت افزایش میزان دقت در مطالعات منطقه و انجام اقدامات حفاظتی بر اساس شرایط حاکم، در نتیجه حوضه ی مطالعاتی به تعداد ۶۷ زیرحوضه دسته بندی شد که این زیرحوضه ها مشتمل بر دو دسته ی دارای مدیریت و فاقد مدیریت (شاهد) می باشند. همچنین با توجه به مقادیر عامل مدیریت وارد شده (P) داده های ۲۰ زیرحوضه فاقد مدیریت جهت بررسی کارایی مدل در بخش شبیه سازی پژوهش مورد استفاده قرار گرفت. عامل تاثیرگذار دیگر خصوصیات خاک منطقه و وضعیت پوشش گیاهی موجود است که همانگونه که اشاره شد با توجه به همگن بودن خاک منطقه (وجود اختلافات حداقلی) در نتیجه با برداشت نمونه های خاک از ۸ نقطه در سطح منطقه ی مطالعاتی و انتقال نمونه ها به آزمایشگاه، آنالیز نمونه ها صورت پذیرفت. برای هر نمونه ی خاک بافت خاک، درصد ماده آلی، ظرفیت تبادل کاتیونی و درصد سنگریزه با استفاده از روش های استاندارد اندازه گیری شد. مضافاً بر موارد فوق الذکر داده های اقلیمی حوضه ی مطالعاتی به صورت دقیق و برداشت های صورت گرفته از ایستگاه هواشناسی موجود در حوضه ی مطالعاتی، تهیه شد. مهمترین داده های آب و هوایی شامل درجه حرارت، میانگین بارندگی، جهت و سرعت وزش باد است. بدین ترتیب از طریق یک ایستگاه کلیماتولوژیک مجهز به بادسنج، بادنما، تخیخ سنج و دماسنج های دقیق آمار و اطلاعات هواشناسی حوضه ی مطالعاتی برای دوره ی زمانی ۱۵ ساله استخراج شد. همچنین با استفاده از ایستگاه های هیدرومتری و رسوب سنجی، باررسوب نیز اندازه گیری شد. در مجموع با استفاده از امکانات فنی موجود در حوضه خصوصیات اقلیمی، خاک، توپوگرافی، پوشش گیاهی و مدیریت پایش و اندازه گیری شد.

شبیه سازی با استفاده از مدل WaTEM/SEDEM

بخش دیگر این پژوهش شبیه سازی فرسایش خاک و تولید رسوب توسط مدل فرسایشی WaTEM/SEDEM است. این مدل یک مدل با پایه ی زمین نما است که مبنای اصلی آن پارامترهای معادله ی جهانی فرسایش خاک می باشد؛ با این تفاوت که محاسبات را بصورت دو بعدی (2D) انجام می دهد (۲۰ و ۲۱) و علاوه بر فرسایش خاک، وضعیت حمل و توزیع رسوب را نیز در سطح حوضه ی آبریز مشخص می نماید. معادله ی جهانی فرسایش خاک بصورت رابطه ی (۱) ارائه می گردد (۱۳)، که شامل ۶ عامل موثر بر فرسایش است.

$$A = R * K * L * S * C * P \quad (1)$$

در رابطه ی (۱)، A: مقدار خاک فرسایش یافته حاصل از فرسایش ورقه ای و شیاری بر حسب کیلوگرم در مترمربع در سال $(kg.m^{-1})$ ، R: عامل بارندگی است که قدرت فرسایش پذیری را نشان می دهد $(^2.year^{-1})$ ، K: ضریب فرسایش پذیری خاک $(Mj.mm.m^{-2}.h^{-1}.year^{-1})$ ، C: ضریب مقاومت خاک در برابر عوامل فرسایشنده را نشان می دهد



شکل ۲- نقشه توزیع مکانی فاکتور فرسایش پذیری خاک (الف) نقشه توزیع مکانی عامل فرساینده‌ی باران (ب) و نقشه عامل پوشش گیاهی (ج)
Figure 2- The map of soil erodibility (a) Rainfall erosivity (b) and (c) C-Factor

انرژی باران در جداسازی و انتقال ذرات خاک است با استفاده از روابط (۴)، (۵) و (۶) محاسبه گردید.

$$R = (0.07397 \times MFI^{1.847}) \quad (4)$$

$$MFI = \sum \left(\frac{P_i^2}{P} \right) \quad (5)$$

$$P = 0.02764H + 0.00201X + 0.00224Y - 7995.69 \quad (6)$$

در رابطه‌ی بالا، H: ارتفاع ایستگاه (متر)، X: طول جغرافیایی، Y: عرض جغرافیایی، P: متوسط بارندگی سالانه (میلی متر) و P_i : متوسط بارندگی (میلی متر) در ماه iam. با توجه به موقعیت ایستگاه‌های منطقه در محدوده‌ی مطالعاتی، داده‌های بارش از ۱۲ ایستگاه اطراف حوضه‌ی زوجی جمع‌آوری گردید و عامل فرساینده‌ی باران محاسبه شد (شکل ۲ب) که در این شکل توزیع مکانی عامل فرساینده‌ی باران نمایش داده شده است.

پس از تهیه‌ی تمامی ورودی‌های مدل و تعریف الگوریتم‌های LS و نیز مقدار جرم مخصوص ظاهری متوسط خاک با مقدار عددی ۱۶۵۰ کیلوگرم بر متر مکعب، مدل WaTEM/SEDEM اجرا شد و خروجی‌های مدل استحصال گردید. استخراج پارامتر LS مسئله‌ای

که در آن K عامل فرسایش‌پذیری خاک، Dg : میانگین هندسی قطر ذرات بر حسب میلی‌متر، fi : اندازه ذرات خاک بر حسب درصد و mi : میانگین حسابی ذرات بر حسب میلی‌متر می‌باشد. با به دست آوردن مقادیر عامل فرسایش‌پذیری (K-Factor) با استفاده از روش IDW^1 ، نقشه‌ی عامل فرسایش‌پذیری خاک تهیه گردید (شکل ۲الف).

الگوریتم‌های LS به‌عنوان یکی دیگر از عوامل تاثیرگذار بر روی مقدار و توزیع مکانی فرسایش و رسوب در سطح حوضه‌ی آبریز است که شامل الگوریتم‌های ویشمایر و اسمیت (۱۹۷۸) (۲۷)، مک‌کول (۱۹۸۷، ۱۹۸۹) (۱۰)، گاورز (۱۹۹۱) (۸) و نیپرینگ (۱۹۹۷) (۱۱) می‌باشند (۱). وجود این الگوریتم‌ها امکان تعریف و شبیه‌سازی عامل پستی و بلندی را بالاخص بر روی توزیع فرسایش‌های شیبی و بین شیبی در حوزه‌ها فراهم می‌سازد.

همچنین عامل فرساینده‌ی باران (R-Factor) که شاخصی از

1- Inverse distance weighting (IDW)

$$m = F/(1 + F)$$

که

$$F = \frac{\sin \beta / 0.0896}{\sin^{0.8} \beta + 0.56}$$

$$F = 0 \text{ when there is deposition if } \lambda \leq 4.5 \text{ m}$$

ج- یک روش مبتنی بر رابطه‌ی (Nearing (1997) که در این روش شاخص S بر پایه معکوس معادله‌ی نمایی درجه شیب شاخص را محاسبه می‌کند (رابطه‌ی ۹). در این روش بر خلاف دو روش قبل اثرگذاری درجه‌ی شیب بر روی فرسایش نه به صورت معادله خطی یا توانی بلکه بر مبنای رابطه‌ی نمایی در نظر گرفته می‌شود.

$$LS = \left(\frac{\lambda}{22.13}\right)^m \times \left(-1.5 + \frac{17}{(1 + e^{(2.8 - 6.1 \sin \beta)})}\right) \quad (9)$$

د- و در نهایت محاسبه‌ی شاخص LS بر مبنای رابطه‌ی Govers (1991) می‌باشد که در این رابطه شاخص LS بر مبنای شاخصی ساده از تغییرات ارتفاع در برابر تغییرات مکان محاسبه می‌گردد (رابطه‌ی ۱۰).

$$LS = \left(\frac{\lambda}{22.13}\right)^m \times (\tan \beta / 0.09) \times 1.45 \quad (10)$$

نتایج و بحث

ویژگی‌های جریان آب و شبکه هیدروگرافی

ماتر از تغییرات ارتفاعی منطقه‌ی مطالعاتی و ویژگی‌های شیب منطقه، چگونگی توزیع آب در منطقه متفاوت می‌باشد. نتایج نشان داد عامل پستی و بلندی بر روی این الگوهای جریان (شکل ۳) و در نتیجه شدت و توزیع مکانی فرسایش خاک و تولید رسوب در حوضه‌ی مطالعاتی تاثیرگذار است. همانگونه که شکل ۳الف نشان می‌دهد وضعیت آبراهه‌ها یا همان شبکه‌ی هیدروگرافی در سطح حوضه‌ی مطالعاتی متفاوت می‌باشد و از آبراهه‌های با ابعاد مختلف تشکیل شده است. تقابل پیچیدگی شبکه‌ی هیدروگرافی با ویژگی‌های توپوگرافی، منجر به ایجاد الگوهای جریانی متفاوتی شده است. همچنین در این ارتباط شاخص تمرکز جریان^۱ که نقشه‌ی آن نمایش داده شده است (شکل ۳ب) به عنوان یکی از شاخص‌هایی است که چگونگی توزیع جریان و نیز نواحی با تمرکز بالای جریان را نشان می‌دهد. همانگونه که شکل ۳ب نمایش می‌دهد شاخص تمرکز جریان در منطقه‌ی مطالعاتی بین ۰ تا ۶۴۵۲ متغیر است و این اعداد بیانگر تعداد پیکسل‌هایی است که جریان آبی آنها به آن پیکسل (Pixel) وارد می‌شود. عدد صفر (۰) یعنی از هیچ پیکسل کناری جریان تحویل نمی‌گیرد و ۱۰۰ یعنی جریان ایجاد شده‌ی ۱۰۰ پیکسل به آن پیکسل می‌ریزند. در نتیجه با افزایش این عدد مقدار آب تخلیه شده و جاری در آن پیکسل بیشتر شده که ماحصل آن تشدید جریان‌های متمرکز

کلیدی در استفاده از مدل USLE می‌باشد. این بدین واسطه است که عامل LS حساس‌ترین پارامتر مدل USLE جهت برآورد هدررفت خاک می‌باشد (۲). برای استفاده از رویکرد مبتنی بر استفاده از سیستم‌های اطلاعات جغرافیایی جهت محاسبات شاخص LS مدل رقومی ارتفاع به شکل شبکه‌ی ۵ متری تهیه شده از برداشت‌های زمینی و نقشه‌ی هیپسومتری با مقیاس ۱:۸۰۰۰، مورد استفاده قرار گرفت. در محاسبات مربوط به شاخص LS پارامترهای جهت جریان، تجمع جریان، درجه‌ی شیب و مساحت ویژه‌ی حوضه در محیط ArcMap محاسبه گردید. نقشه‌هایی که به عنوان ورودی مدل WaTEM/SEDEM مورد استفاده قرار گرفتند از طریق زیرروال Resample به رسترهای در وضوح (رزولوشن) ۲۰ متر تبدیل شدند. شاخص LS در این بررسی با چهار روش مختلف محاسبه شد. در این محاسبات λ نشان دهنده طول شیب و β نشان دهنده درجه‌ی شیب براساس رادیان می‌باشد. این روش‌ها عبارتند از الف- یک روش مبتنی بر رابطه Wischmeier-Smith (1978) (۲۷) که در این معادله (رابطه‌ی ۷) شاخص L مبتنی بر معادله توانی طول شیب با رده‌بندی توان بر اساس درجه شیب و شاخص S بر مبنای رگرسیون خطی توان ۲ سینوس درجه شیب محاسبه شد.

(۷)

$$(65.4 \sin^2 \beta + 4.5 \sin \beta + 0.0654) LS = \left(\frac{\lambda}{22.13}\right)^m \times$$

$$m = 0.5 \text{ if } \beta > 0.05$$

$$m = 0.4 \text{ if } 0.03 < \beta > 0.05$$

$$m = 0.3 \text{ if } 0.01 < \beta > 0.03$$

$$m = 0.2 \text{ if } \beta < 0.01$$

همانگونه که قبلاً نیز بیان شد در محاسبات صورت گرفته در نرم‌افزار ArcMap مساحت ویژه‌ی حوضه جایگزین طول شیب گردید. ب- یک روش مبتنی بر رابطه‌ی (McCool (1989) است (۱۰) در این روش نیز همانند رابطه‌ی Wischmeier-Smith (1978) شاخص L مبتنی بر معادله‌ی توانی طول شیب محاسبه می‌گردد لیکن ضریب توان طول شیب از طریق محاسبه‌ی نسبت جزء F صورت می‌گیرد (رابطه‌ی ۸) که در مناطقی که طول شیب کمتر از ۴/۵ متر باشد با در نظر گرفتن مقدار F برابر صفر عملاً عامل L برابر یک و بدون تاثیر و فرسایش صرفاً تابع درجه شیب خواهد بود. در این روش شاخص S بر مبنای رگرسیون خطی درجه یک سینوس درجه‌ی شیب محاسبه می‌گردد و شیب‌ها نسبت به روش پیشین به صورت ساده‌تری وارد معادلات می‌نماید.

(۸)

$$LS = \left(\frac{\lambda}{22.13}\right)^m \times \begin{cases} (10.8 \sin \beta + 0.03) & \text{if } \beta < 0.09 \\ (16.8 \sin \beta - 0.5) & \text{if } \beta \geq 0.09 \\ (3 \sin 0.8\beta + 0.56) & \text{if } \lambda \geq 4.5 \text{ m} \end{cases}$$

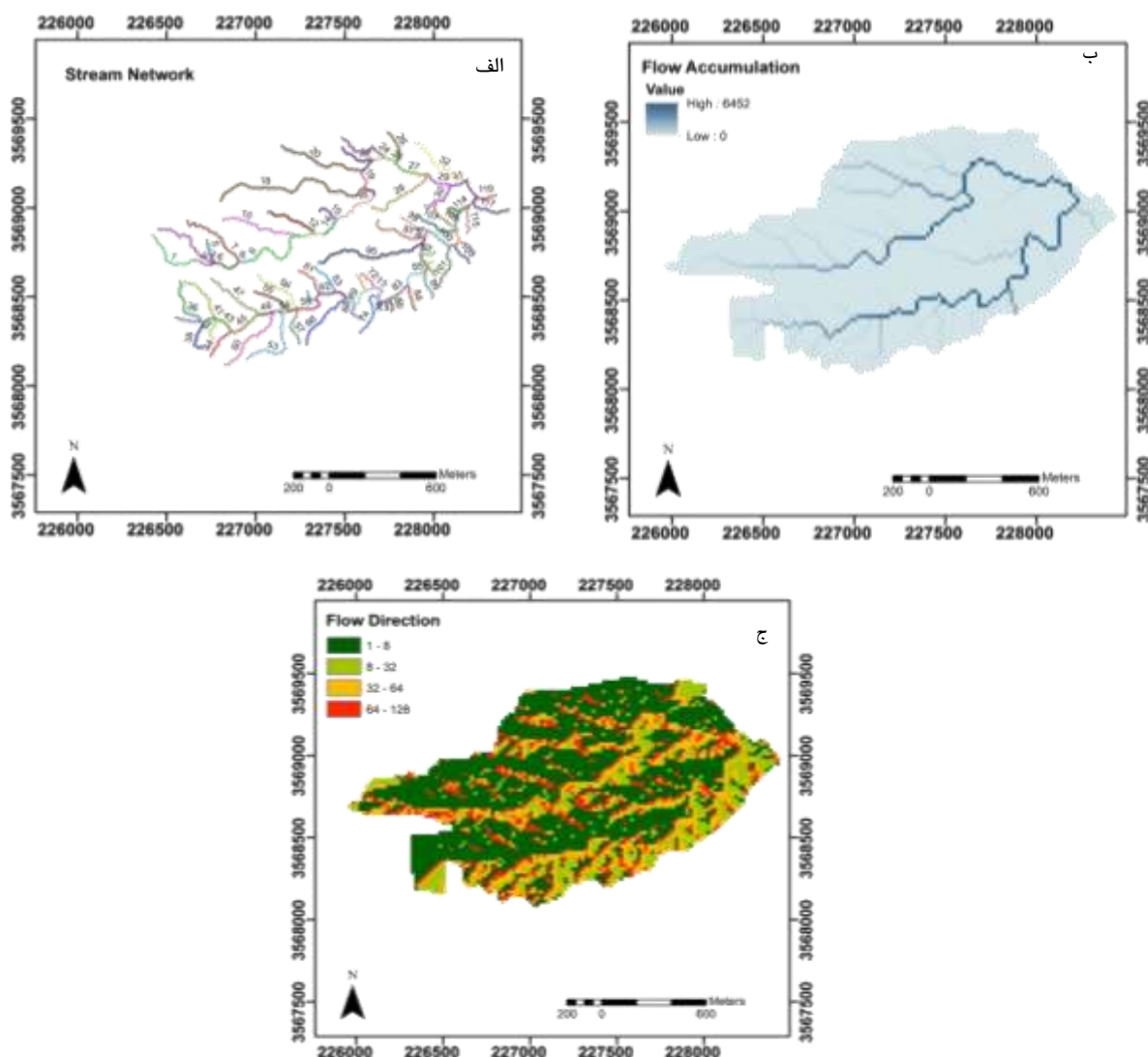
با خطر بالای فرسایش است. با توجه به اینکه جریان‌های آبی از اجزاء مختلفی تشکیل شده‌اند، لذا در اختیار داشتن تمامی این مولفه‌ها یا پارامترها می‌تواند در ارزیابی هر چه بهتر و دقیق‌تر فرسایش خاک موثر باشد (۲۲).

شاخص‌های تمرکز جریان و جهت جریان در شناسایی الگوهای جریان آبی در حوضه مطالعاتی و یافتن مکان‌هایی که از شرایط بحرانی‌تری جهت رخدادهای فرسایشی برخوردارند، کاربرد فراوانی دارند. عامل شیب با برخورداری از اجزاء مختلف بر میزان فرسایش‌پذیری منطقه تاثیرگذار است. ویلسون و گالانت نیز با انجام پژوهش‌هایی در این ارتباط، تاثیرات معنی‌دار شاخص‌های جریان را بر روی پتانسیل فرسایش‌پذیری ناشی از جریان‌های متمرکز آبی، تایید نموده‌اند (۲۶). در مقوله‌ی فرسایش‌های آبی آرایش و تمرکز الگوهای جریان آبی عاملی تعیین‌کننده در کندن و جابجایی ذرات و توده‌های خاک می‌باشد (۱۶). وجود جریان‌های متمرکز آبی می‌تواند سرعت آستانه‌ی فرسایش آبی را کاهش دهد. علاوه بر شاخص‌های جریان، ویژگی‌های توپوگرافی و الگوهای پستی و بلندی منطقه می‌توانند تعیین‌کننده‌ی وضعیت رخدادهای فرسایشی و رسوبگذاری باشند.

شاخص‌های توپوگرافیکی، الگوریتم‌های LS و توزیع مکانی فرسایش و رسوب

مدل WaTEM/SEDEM به‌عنوان یک مدل با پایه‌ی زمین‌نما محسوب می‌شود که با بهره‌مندی از الگوریتم‌های مختلف شیب، امکان شبیه‌سازی عامل توپوگرافی را در رخدادهای فرسایش خاک فراهم می‌نماید (۱۸). نتایج اندازه‌گیری‌های شیب بر حسب درجه (Slope degree) در منطقه‌ی مطالعاتی نشان می‌دهد که تغییرات شیب در حوضه‌ی زوجی شوش در ۴ کلاس بین ۰ تا ۱۰ درجه (معادل ۰ تا ۱۸/۸ درصد) قرار دارد (شکل ۴ الف). یعنی منطقه‌ی مطالعاتی مشتمل بر مناطق کاملاً هموار با شیب تقریباً ۰ تا مناطق شیب‌دار یعنی حداکثر شیب ۱۰ درجه‌ای است. شایان ذکر است که علیرغم پایین بودن دامنه‌ی تغییرات شیب در منطقه‌ی مطالعاتی، ولیکن از تاثیرگذاری بالایی بر روی تغییرات فرسایش‌پذیری خاک برخوردار است (۱۳). متاثر از تفاوت در درجه‌ی شیب، مقادیر فرسایش خاک و رسوبگذاری در بخش‌های مختلف حوزه با هم متفاوت می‌باشد. همانگونه که شکل ۴ الف نشان می‌دهد نواحی قرمز رنگ در نقشه، مناطق دارای بیشترین درجه‌ی شیب (بین ۸ تا ۱۰ درجه) می‌باشند که منطبق با ویژگی‌های جریان‌های فوق‌الذکر هستند. بدین معنی که در این مناطق حداکثر جریان متمرکز رخ می‌دهد که نتیجه‌ی آن بیشترین میزان فرسایش خاک است. مناطقی که در نقشه به رنگ سبز پررنگ هستند دارای دامنه‌ی شیب بین ۰ تا ۲ درجه می‌باشند که به عنوان مناطق هموار (Flat) محسوب می‌شوند.

آبی و خطرات فرسایشی است. این خطوط آبی پررنگ که به عنوان مسیر اصلی جریان‌های متمرکز هستند دارای بیشترین میزان رخدادهای فرسایش آبی می‌باشند. علاوه بر تمرکز جریان، شاخص جهت جریان^۱ از دیگر شاخص‌های جریان آبی می‌باشد (شکل ۳ ج). نقشه‌ی کلاس‌بندی جهت جریان در حوضه‌ی مطالعاتی نشان می‌دهد که ۴ کلاس جهت جریان شامل ۱-۸، ۸-۳۲، ۳۲-۶۴ و ۶۴-۱۲۸ وجود دارد که نشان دهنده‌ی سمت و سوی جریان آب در منطقه است. بدین صورت است که ۱ بیانگر حرکت آب به شرق، ۲ یعنی حرکت آب به سمت جنوب شرق، ۴ یعنی جریان به سمت جنوب، ۸ نشان دهنده‌ی جریان به سمت جنوب غرب، ۱۶ یعنی جریان به سمت غرب، ۳۲ به سمت شمال غرب، ۶۴ بیانگر جریان به سمت شمال و ۱۲۸ نشان دهنده‌ی جریان به سمت شمال شرق است. بدین ترتیب نقشه‌های تجمع و جهت جریان به خوبی نشان می‌دهد که دو جریان اصلی در حوضه وجود دارد که آب را به سمت شرق حوضه هدایت و تخلیه می‌نمایند. نظریه‌های شبکه‌ها برای نمایش و پردازش ساختار تعداد قابل توجه‌ای از سیستم‌های زیستی منجمله شبکه‌ی جریان و رودخانه استفاده شده‌اند. سنجش درجه‌ی تکامل حوضه‌ی آبریز و شبکه رودخانه‌های آن با معیارهایی نظیر تراکم، رتبه یا رده و نسبت انشعابات جریان صورت می‌پذیرد. تراکم شبکه‌ی رودخانه معیاری است که معمولاً طول رودخانه‌ها را مشخص می‌کند ولیکن وضعیت شبکه‌بندی و اتصال شاخه‌های مختلف جریان را نمایان نمی‌سازد. برای اطلاع از نحوه‌ی ارتباط انشعابات مختلف از رده‌بندی آبراهه‌ها استفاده می‌شود. این موضوع با توجه به کاربردهای آنها، به روش‌های مختلفی انجام می‌شود، اما هدف مشترک این روش‌ها رده‌بندی آبراهه‌ها است که بر اساس ارتباط مکانی و توپولوژی آنها صورت می‌گیرد. در این روش‌ها، جهت جریان آب از اهمیت بالایی برخوردار است و هرکدام از این روش‌ها با فرض مشخص بودن جهت جریان آب، قابل پیاده‌سازی می‌باشد. در این بررسی از روش شرو (Sherve) استفاده شده است. در روش شرو سرشاخه‌ها رتبه یک دارند. از اتصال دو آبراهه‌ی رتبه یک، رودخانه درجه ۲ به‌وجود می‌آید. در این روش بیشترین عدد، خط جریان خروجی را مشخص می‌نماید. در شکل ۳ الف رده‌بندی شبکه آبراهه‌ای منطقه بر پایه روش شرو آورده شده است. انطباق داده‌های شکل ۳ الف با داده‌های مندرج در شکل‌های ۳ ب و ۳ ج، وضعیت شبکه‌ی آبراهه‌ای منطقه را کاملاً مشخص می‌سازد. دو شبکه‌ی جریان تقریباً افقی غرب به شرق در قسمت بالایی و پایین منطقه وجود دارد که تقریباً هموزن بوده و رواناب را از تمام حوضه به محل تلاقی خود و خروجی حوضه در منته‌الیه شرق منطقه می‌رسانند. تهیه‌ی این نقشه‌ها، ابزاری کارآمد جهت ارزیابی وضعیت جریان آب در حوضه و در نتیجه تعیین نواحی

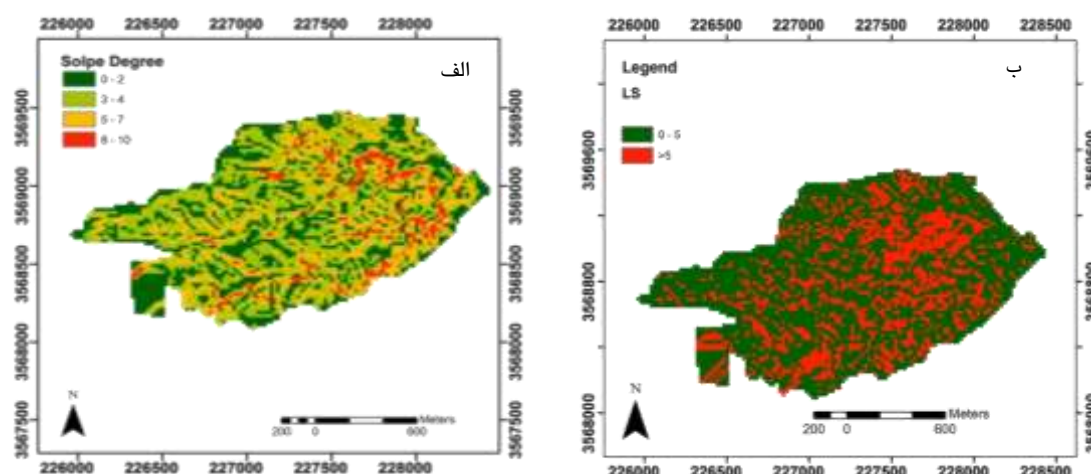


شکل ۳- نقشه‌ی شبکه‌ی آبراهه‌ای (stream network) (الف)، نقشه‌ی توزیع مکانی تمرکز جریان (FA) (ب) و نقشه‌ی توزیع مکانی جهت جریان (FD) (ج) در منطقه‌ی مطالعاتی

Figure 3- The map of stream network (a) flow accumulation (FA) (b) and flow direction (FD) (c) in the study area

برخوردار است زیرا مدل در شبیه‌سازی‌هایی که انجام می‌دهد، عامل LS را از DEM منطقه استخراج می‌نماید (۲۰). عامل LS در مدل WaTEM/SEDEM شامل چندین الگوریتم است که با توجه به وجود تفاوت در مبانی محاسباتی این الگوریتم‌ها و نیز نوع و نسبت فرسایش‌هایی که شبیه‌سازی می‌نمایند، مقادیر فرسایش برآوردی از این الگوریتم‌ها با هم متفاوت است (۱۸). نتایج شبیه‌سازی با مدل WaTEM/SEDEM اطلاعاتی در ارتباط با میانگین فرسایش خاک، رسوبات تولید شده، رسوبات ته‌نشین شده در سطح حوضه و برکه‌ها و رسوبات خروجی از آبراهه‌ها ارائه داده است (جدول ۲).

با توجه به اینکه تاثیر عامل شیب در مدل فرسایشی WaTEM/SEDEM توسط عامل LS بیان می‌گردد که دربرگیرنده‌ی عامل طول شیب نیز می‌باشد، درنتیجه نقشه‌ی عامل LS (شکل ۴ب) که به صورت اتوماتیک و بر اساس DEM منطقه توسط خود مدل WaTEM/SEDEM تولید می‌شود، نیز ارزیابی گردید. عامل LS منطقه‌ی مطالعاتی شامل ۲ کلاس یعنی ۰ تا ۵ و بیشتر از ۵ می‌باشد که حد بالای آن به رنگ قرمز مشاهده می‌گردد و بیانگر مناطق بحرانی از لحاظ وقوع فرسایش است (شکل ۴ب). عامل LS از نقش بسیار مهم و کلیدی در کیفیت خروجی‌های مدل



شکل ۴- نقشه‌ی توزیع مکانی درجه شیب (الف) و نقشه‌ی توزیع مکانی عامل LS (ب) در منطقه مطالعاتی
Figure 4- The spatial map of slope degree (a) and LS factor (b) in the study area

جدول ۱- ضریب همبستگی و معادلات رگرسیونی فاکتورهای مدل با میزان فرسایش خاک
Table 1- The correlation coefficient and regression equations of model with soil erosion

فاکتورهای مدل WaTEM/SEDEM (WaTEM/SEDEM model factors)	معادله‌ی رگرسیونی (Regression equation)	ضریب همبستگی (R)
K	$Y=0.1119X+47$	0.36
R	$Y=0.4627X+104.93$	0.44
LS	$Y=0.1119X0.7325$	0.78
P	$Y=5.281X+2.5881$	0.20
C	$Y=0.0034X+0.2528$	0.75

نقشه‌ی توزیع مکانی خاک^۱ (شکل ۵) یا همان نقشه‌ی فرسایش-رسوب خاک نامیده می‌شود (۱۹). این مدل زمانی که فرایند شبیه‌سازی را انجام می‌دهد نتایج را در دامنه‌ی - تا + ارائه می‌دهد که اعداد منفی بیانگر فرسایش خاک و مقادیر مثبت بیانگر رسوبگذاری می‌باشد. همانگونه که نقشه‌ی توزیع مکانی فرسایش خاک (شکل ۵) نشان می‌دهد، این مدل از پیوستگی برخوردار است و در تمامی نقاط حوضه‌ی آبریز وضعیت رخدادهای فرسایشی و رسوبگذاری را محاسبه نموده و ارائه می‌دهد. این ویژگی مدل، ظرفیت قابل توجهی را در زمینه‌ی ارائه‌ی راهکارهای حفاظتی و کنترلی ایجاد نموده است. نقطه‌ی عطف مدل با پایه‌ی زمین‌نمای WaTEM/SEDEM این است که علاوه بر وضعیت فرسایش خاک، میزان رسوبگذاری و نیز چگونگی توزیع آن را در سطح حوضه ارائه می‌دهد. همچنین مقدار رسوبگذاری را به صورت تفکیک شده مشتمل

همچنین نتایج همبستگی بین عوامل ششگانه موثر بر میزان فرسایش خاک موجود در مدل WaTEM/SEDEM نشان می‌دهد که عامل توپوگرافی (LS-Factor) دارای بیشترین تاثیر بر روی مقدار فرسایش خاک است. عامل توپوگرافی با بالاترین ضریب همبستگی (۰/۷۸) موثرترین عامل در برآورد فرسایش سالانه بوده است و بیانگر بیشترین میزان تاثیرگذاری بر مقدار و توزیع فرسایش خاک و رسوب در حوضه است. عوامل پوشش گیاهی، بارندگی و فرسایش‌پذیری خاک به ترتیب در اولویت‌های دوم تا چهارم قرار دارند (جدول ۱). در این ارتباط رنارد و همکاران با برآورد فرسایش سالانه‌ی خاک توسط مدل RUSLE نشان دادند که عامل توپوگرافی به‌عنوان موثرترین عامل در فرسایش خاک محسوب می‌شود (۱۳).

مهمترین ویژگی مدل فرسایشی WaTEM/SEDEM ضمن برطرف نمودن نقاط ضعف معادله‌ی جهانی فرسایش خاک، ارائه الگوهای فرسایش و رسوب می‌باشد که در مجموع تحت عنوان

1- Soil distribution map (SDM)

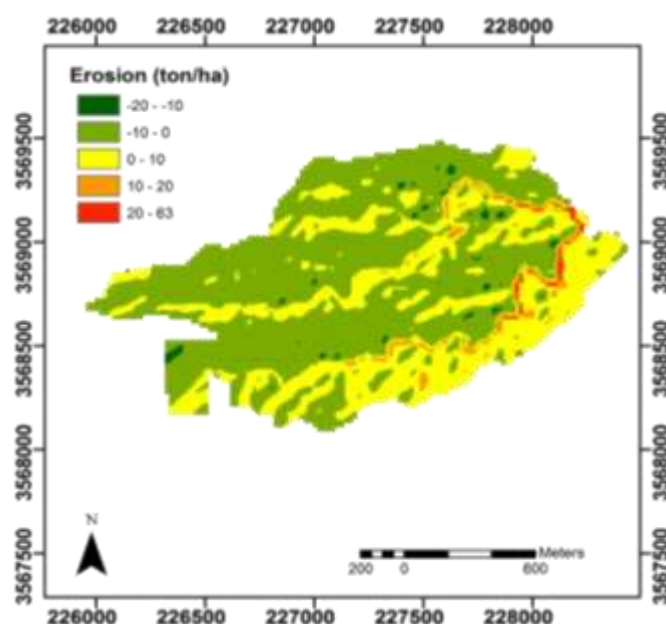
بر کل رسوبات تولید شده^۱، کل رسوبات ته‌نشین شده^۲، کل رسوبات خروجی از حوضه^۳، کل رسوبات خروجی از رودخانه^۴ و کل ته‌نشست برکه‌ای^۵ محاسبه و برآورد می‌نماید. مدل WaTEM/SEDEM قادر به شبیه‌سازی مقدار فرسایش در منطقه بوده و توزیع مکانی فرسایش و نیز رسوب را در اختیار قرار می‌دهد و از این دیدگاه بر محدودیت RUSLE مبتنی بر عدم دسترسی به نقشه‌ی رسوب فائق آمده است. نتایج نشان می‌دهد که بهترین الگوریتم برآورد فرسایش در منطقه‌ی مورد مطالعه با تاکید بر فرسایش شیاری (Rill) و بین‌شیاری (Interrill)، الگوریتم نیپرینگ بوده و همچنین می‌توان از الگوریتم گاورز نسبت به ردگیری فرسایش خندقی (Gully erosion) در حوضه‌ی مطالعاتی استفاده نمود (۱۸ و ۲۱). کل رسوبات ته‌نشست برکه‌ای در تمامی الگوریتم‌ها ۰ است. ویژگی این الگوریتم‌ها این است که در پایش فرسایش خاک، بر اساس نوع فرسایش‌هایی که برآورد می‌نمایند، قابل استفاده هستند. علیرغم دامنه‌ی محدود تغییرپذیری‌های شیب در منطقه‌ی مطالعاتی، عامل توپوگرافی به عنوان یکی از مهمترین عوامل موثر بر توزیع مکانی فرسایش خاک در منطقه مطالعاتی می‌باشد؛ البته این مسئله به تفکیک مکانی مدل رقومی ارتفاع مورد استفاده در این بررسی مربوط می‌شود. انتخاب این دقت مکانی به دو عامل بستگی دارد در وهله اول لزوم استفاده از این دقت مکانی در مدل به علت محدودیت‌های توسعه دهنده‌ی مدل و از سوی دیگر تاکید پژوهشگرانی همچون ژانگ و همکاران (۲۹) بر این مسئله که برای برآورد شاخص توپوگرافی در مدل USLE بهترین دقت مکانی، ۵ متر می‌باشد. همانگونه که نتایج ارائه شده در جدول ۲ نشان می‌دهد با توجه به اینکه الگوریتم گاورز در برآوردهایی که انجام می‌دهد، فرسایش خندقی را نیز پایش می‌نماید، در نتیجه دارای بالاترین مقدار TSP یعنی کل رسوبات تولیدشده می‌باشد (۲۵۵/۳۹ تن در سال). بر اساس مقادیر اندازه‌گیری شده‌ی کل رسوبات تولیدی (۹۸/۳ تن در سال)، الگوریتم نیپرینگ دارای بیشترین میزان انطباق در پیش‌بینی مقادیر رسوب حوضه‌ی مطالعاتی است (جدول ۲). همچنین در الگوریتم گاورز که فرسایش خندقی نیز لحاظ می‌گردد، مقدار TRE یعنی کل رسوبات خروجی از رودخانه دارای بیشترین مقدار در بین تمامی الگوریتم‌های ارزیابی شده است. آگاهی از وضعیت رسوبات تولیدی و در نهایت خروجی از یک حوضه، بهترین پارامتری است که جهت اتخاذ و اجرای شیوه‌های مدیریتی مناسب در حوضه‌ها مورد استفاده قرار می‌گیرد. نتایج نشان داد که ویژگی‌های

توپوگرافیکی یک منطقه در تولید و انتقال رسوبات موثر است که در این ارتباط مدل WaTEM/SEDEM ابزاری کارآمد جهت برآورد اجزاء رسوب، می‌باشد. همانگونه که در شکل ۵ نیز بیان شده است نقشه‌ی توزیع مکانی فرسایش و رسوب در حوضه‌ی مطالعاتی بر پایه‌ی الگوریتم نیپرینگ ارائه شد که دارای بیشترین انطباق با مقادیر اندازه‌گیری شده است. پس از الگوریتم نیپرینگ، به‌ترتیب الگوریتم‌های مک‌کوول و ویشمایر-اسمیت دارای بیشترین همخوانی با مقادیر اندازه‌گیری شده‌ی رسوب در حوضه می‌باشند. کل رسوب تولیدی برآورد شده توسط الگوریتم نیپرینگ برابر ۸۹/۵۰ تن در سال است که دارای اختلاف حدوداً ۹ درصدی با مقدار اندازه‌گیری شده در سطح حوضه می‌باشد که موید کارایی این الگوریتم برای برآورد مقادیر رسوب است. ژیا فام و همکاران در مقایسه‌ی الگوریتم نیپرینگ با الگوریتم دیگر مدلسازی توپوگرافی بر مبنای مدل رقومی ارتفاع این الگوریتم را مناسب‌ترین الگوریتم برای برآورد عامل پستی و بلندی معرفی می‌کنند (۵).

با توجه به این نتایج از اعداد پیش‌بینی شده فرسایش توسط الگوریتم نیپرینگ داده‌های مربوط به مقادیر واقعی فرسایش با داده‌های شبیه‌سازی شده برازش داده شده‌اند که نتایج آن در شکل ۶ آورده شده است. رابطه‌ای معنی‌دار در سطح یک درصد بین داده‌های واقعی و مقادیر پیش‌بینی شده مشاهده شده است. این نتایج موید کارایی مدل WaTEM/SEDEM در برآورد فرسایش شیاری و بین‌شیاری در منطقه مورد مطالعه است و ابزاری مدیریتی محسوب می‌شود. نتایج حاصل از پژوهش نشان می‌دهد الگوریتم گاورز بالاترین مقدار فرسایش و رسوب را برآورد نموده است. دلیل این موضوع در نظر گرفته شدن فرسایش خندقی در مقادیر برآورد شده است که البته با توجه به نوع اندازه‌گیری‌های صورت گرفته و عدم تطابق آنها با فرسایش خندقی علت افتراق نتایج قابل توجیه است (جدول ۲). وضعیت حاکم بر حوزه‌ی مطالعاتی که بازتاب آن در نتایج شبیه‌سازی نیز مشهود است، موید این مطلب است که فرسایش‌های آبی غالب در منطقه، از نوع فرسایش‌های شیاری و بین‌شیاری هستند. همچنین وجود اختلاف در مبانی محاسباتی الگوریتم‌های LS و نیز نوع فرسایش‌هایی را که در برآوردهای خود لحاظ می‌نمایند در مقادیر فرسایش و باررسوب برآوردی تاثیرگذار است (۷).

همچنین با توجه به اندازه‌گیری مقادیر واقعی فرسایش در حوضه‌ی مطالعاتی، اعتبارسنجی مدل با بهره‌گیری از مقادیر اندازه‌گیری شده و برآورد شده صورت پذیرفت و نتایج حاکی از انطباق مقادیر برآورد شده با اندازه‌گیری شده می‌باشد (Pearson R-square: ۰.۶۱۲** (شکل ۶).

- 1- Total sediment production (TSP)
- 2- Total sediment deposition (TSD)
- 3- Total sediment export (TSE)
- 4- Total river export (TRE)
- 5- Total pond deposition (TPD)



شکل ۵- نقشه‌ی توزیع مکانی فرسایش خاک و رسوب شبیه سازی شده توسط مدل (الگوریتم نیئرینگ)

Figure 5- The map of spatial distribution of soil loss and deposition using WaTEM/SEDEM (Nearing algorithm)

جدول ۲- اجزاء مختلف رسوبات برآورد شده (تن بر سال) بر اساس الگوریتم‌های مختلف شیب توسط مدل

Table 2- Estimated sediment components (ton/y) using different LS algorithms with model

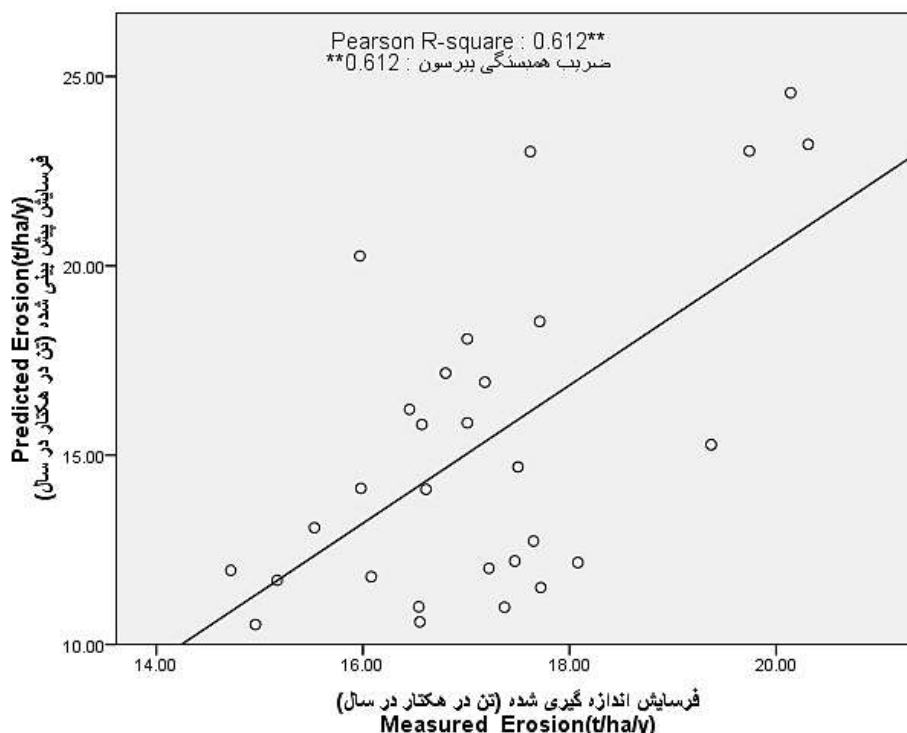
اجزاء رسوب	الگوریتم‌های مختلف LS در مدل WaTEM/SEDEM				
Deposition components	Different LS algorithms in WaTEM/SEDEM model				
	گاورز (۱۹۹۱)	مک‌کول (۱۹۸۹)	نیئرینگ (۱۹۹۷)	ویشمایر و اسمیت (۱۹۷۸)	اندازه‌گیری شده
	Govers (1991)	McCool (1989)	Nearing (1997)	Wischmeier-Smith (1978)	Measured
کل رسوبات تولیدی TSP	255.39	42.75	89.50	38.83	98.3
کل رسوبات ته‌نشست شده TSD	43.86	7.17	12.36	7.66	13.60
کل رسوبات خروجی حوضه TSE	175.28	29.37	50.74	24.70	52.36
کل رسوبات خروجی رودخانه TRE	36.25	6.21	26.40	6.47	32.34

TSP: Total sediment production, TSD: Total sediment deposition, TSE: Total sediment export, TRE: Total river export

نتیجه‌گیری

اندازه‌گیری شده و پیش‌بینی شده با مدل WaTEM/SEDEM برابر ۰/۶۱۲ (معنی‌دار در سطح یک درصد) می‌باشد که حاکی از انطباق با مقادیر واقعی است. مناطقی که در آنها عملیات کشت صورت گرفته مناطقی مسطح شده که آسیب‌پذیرند و در صورت عدم اجرای مدیریت پایدار در این اراضی و کنترل فرسایش، میزان رسوبات برای آنها خطرناک است. مناطق خطر رسوبگذاری به ناحیه‌ی مخزن محدود نمی‌شود که در معرض انباشت بیش از حد هستند، بلکه مسیرهای آبراهه‌ها و شبکه رودخانه‌ای بویژه در فصول بارانی که رسوبات در آن زیاد می‌شود (۱۳ و ۱۶) در معرض خطر هستند.

بهترین الگوریتم شبیه‌ساز عامل توپوگرافی برای منطقه‌ی مورد مطالعه بر مبنای برآورد فرسایش‌های ورقه‌ای، شیبی و بین‌شیبی، الگوریتم LS نیئرینگ است. یافته‌های پژوهش نشان می‌دهد الگوریتم گاورز بالاترین مقدار فرسایش و رسوب را برآورد نموده است که علت این امر لحاظ نمودن فرسایش خندقی در مقادیر برآورد شده توسط الگوریتم محاسباتی گاورز است. نتایج حاصل از مقایسه‌ی بین مقادیر اندازه‌گیری شده در حوضه با مقادیر پیش‌بینی شده برای مدل WaTEM/SEDEM نیز نشان داد که ضریب همبستگی بین مقادیر



شکل ۶- اسکترپلات کالیبراسیون مدل WaTEM/SEDEM بر اساس مقادیر اندازه گیری شده
Figure 6- Scatter plot of WaTEM/SEDEM calibration based on measured data

نتیجه عامل توپوگرافی را به دقت در فرایند شبیه سازی و برآورد توزیع مکانی رسوب لحاظ می نماید. همچنین با توجه به اینکه ورودی های مدل به صورت نقشه های زمین مرجع شده است، در نتیجه توزیع مکانی رسوب را به دقت نمایش می دهد و می تواند جهت شناسایی دقیق کانون های بحرانی تولید فرسایش و رسوب استفاده شود. در صورت تهیه بانک های اطلاعاتی می توان از این مدل برای تحقق اهداف مدیریت پایدار در حوضه ها استفاده نمود.

سپاسگزاری

در این قسمت جا دارد که از همکاری ها و مساعدت های اداره کل منابع طبیعی و آبخیزداری استان خوزستان بطور خاص آقای مهندس رعیت پیشه و کارشناسان و پرسنل حوضه معرف و زوجی شوش نهایت تشکر و قدردانی را بعمل آوریم.

پوشش گیاهی ضعیف، کشت مداوم و سوزاندن بقایای گیاهی در مناطق تحت کشت منجر به وقوع فرسایش های شدیدی شده است که حاکی از تاثیرات توامان کاربری اراضی و توپوگرافی می باشد (۵). همچنین مقادیر اندازه گیری شده در حوضه مطالعاتی نشان داد که میانگین نسبت تحویل رسوب که شاخصی از میزان انتقال رسوبات درون حوضه ای می باشد برابر ۰/۴ است و ضرورت دارد تا با بکارگیری شیوه های مدیریتی مناسب میزان انتقال رسوبات را به حداقل ممکن رساند. وضعیت توپوگرافی (شیب دار بودن)، وجود درصد بالای سیلت در خاک های منطقه، عدم پایداری خاکدانه ها در مقابل تنش های آبی و فرسایشی و همچنین درصد ناچیز پوشش گیاهی از عوامل اصلی میزان فرسایش زیاد در منطقه می باشد. استفاده از مدل WaTEM/SEDEM به عنوان یک ابزار کارآمد جهت برآورد فرسایش آبی و بالادست رسوب در سطح حوضه های آبریز محسوب می شود و با توجه به اینکه جزء مدل های با پایه زمین نما است در

منابع

- 1- Alatorre L.C, Begueria S., Garcia-Ruiz J.M. 2010. Regional scale modeling of hillslope sediment delivery: a case

- study in the Barasona Reservoir watershed (Spain) using WaTEM/SEDEM. *Journal of Hydrology* 391:111–125.
- 2- Amsalu T., and Mengaw A. 2014. GIS based soil loss estimation using RUSLE model: The case of Jabi Tenan Woreda, ANRS, Ethiopia, *Natural Resource* 616-625.
- 3- Bouyoucos G.J. 1962. Hydrometer method improved for making particle size analysis of soils. *Agronomy Journal* 56: 464-465.
- 4- Cobo J.G., Dercon G., Cadisch G. 2010. Nutrient balances in African land use systems across different spatial scales: A review of approaches, challenges and progress. *Agr Ecosystem Environment* 136:1-15.
- 5- Elizeu J.D., Paolo Gomes Minella J., Evrard O. 2017. Measuring and modelling soil erosion and sediment yields in a large cultivated catchment under no-till of Southern Brazil., *Soil and Tillage Research* 174: 24–33.
- 6- Fu G.B., Chen S.L., and McCool D.K. 2006. Modeling the impacts of no-till practice on soil erosion and sediment yield with RUSLE, SEDD, and ArcView GIS. *Soil and Tillage Research* 85: 38-49.
- 7- Gia Pham T., Degener J., and Kappas M. 2018. Integrated universal soil loss equation (USLE) and Geographical Information System (GIS) for soil erosion estimation in A Sap basin: Central Vietnam. *International Soil and Water Conservation Research* 6: 99–110.
- 8- Govers G. 1991. Time-dependency of runoff velocity and erosion: the effect of the initial soil moisture profile. *Earth surface processes and Landforms* 16: 713-729.
- 9- Liu Y., and Fu B. 2016. Assessing Sedimentological Connectivity Using WaTEM/SEDEM Model in A Hilly And Gully Watershed of The Loess Plateau, China. *Ecological Indicators* 66: 259-268.
- 10- McCool DK., Foster G.R., Mutchler C.K., and Meyer L.D. 1989b. Revised Slope Length factor in the Universal Soil Loss Equation. *T. Am. Soc. Agr. Eng.* 32: 1571–1576.
- 11- Nearing M.A., Nicks A.D. 1998. Evaluation of the Water Erosion Prediction Project model for hillslopes. In: Boardman J, Favis-Mortlock D (eds) *Modelling soil erosion by water*. Springer, Oxford, pp43-53.
- 12- Paul L., and Vlek G. 2011. Modeling soil erosion and reservoir sedimentation at hillslope and catchment scale in semi-arid Burkina Faso., *Ecology and Development Series No. 80*, 2011.
- 13- Renard K.G., Foster G.R., Weesies G.A., McCool D.K., and Yoder D.C. 1997. Predicting soil erosion by water; A guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation. U.S. Department of Agriculture, *Agriculture Handbook No. 703*.
- 14- Rezaei P., Faridi P., Ghorbani M., and Kazemi M. 2014. Estimation of soil erosion using RUSLE model and recognizing of most effective factor in Gabric watershed-Southeast of Hormozgan Provine. *Researches of Qualitative Geomorphology* 3(1): 97-113.
- 15- Ro'mkens M.J.M., Young R.A., Poesen J.W.A., McCool D.K., El-Swaify S.A., and Bradford J.M. 1997. Chapter 3. Soil erodibility factor (K). In K. G. Renard, G. R. Foster, G. A. Weesies, D. K. McCool and D. C. Yoder (eds.) *Predicting soil erosion by water: A guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)*. Agriculture Handbook No 703. (Washington, DC: US Department of Agriculture), pp. 65_99.
- 16- Shi Z.H., Ai L., Fang N.F., and Zhu H.D. 2012. Modeling the impacts of integrated small watershed management on soil erosion and sediment delivery: A case study in the Three Gorges Area, China., *Journal of Hydrology* 438–439: 156–167.
- 17- Shirazi M.A., and Boersma L. 1984. A unifying quantitative analysis of soil texture, *Soil Science Society of America Journal* 48: 142-147.
- 18- Van Oost K., Govers G., and Desmet P. 2000. Evaluating the effects of changes in landscape structure on soil erosion by water and tillage. *Landscape Ecology* 15: 577–589.
- 19- Van Oost K. 2003. Spatial modelling of soil redistribution processes in agricultural landscapes. K.U.Leuven, Belgium.
- 20- Van Oost K., Govers G., Cerdan O., Van Rompaey D.A., Steegen A., Nachtergaele J., Takken I., and Poesen I. 2005. Spatially distributed data for erosion model calibration and validation: The Ganspoel and Kinderveld datasets. *Catena* 61: 105–12.
- 21- Van Rompaey A.J.J., Verstraeten G., Van Oost K., Govers G., and Poesen J. 2001. Modelling mean annual sediment yield using a distributed approach. *Earth Surf Process Landf* 26:1221–1236. doi:10. 1002/esp.275
- 22- Van Rompaey A.J.J., Govers G., and Puttemans C. 2002. Modelling land use changes and their impact on soil erosion and sediment supply to rivers. *Earth Surf Process Landf* 27:481–494. doi:10.1002/esp.335
- 23- Verstraeten G., Van Oost K., Van Rompaey A., Poesen J., and Govers G. 2002. Evaluating an integrated approach to catchment management to reduce soil loss and sediment pollution through modeling. *Soil Use Manage* 19: 386–394.
- 24- Van Rompaey A.J.J., Verstraeten G., Van Oost K., Govers G., and Poesen J. 2001. Modeling mean annual sediment yield using a distributed approach. *Surf. Process. Landf.* 26: 1221–1236.
- 25- Van Rompaey A.J.J., and Govers G. 2002. Data quality and model complexity for regional scale soil erosion prediction. *International Journal Geography Inf. Science* 16: 663–680.
- 26- Wilson J.P., and Gallant J.C. 2000. Digital terrain analysis. In Wilson, JP and Gallant JC. (Eds). *Terrain analysis: principles and applications*. John Wiley & Sons, New York, PP: 1-22.

- 27- Wischmeier W.H., and Smith D.D. 1978. Predicting. Washington D.C. 58 pp. Rainfall Erosion Losses. Agricultural Handbook No. 537. USDA-Science and Education Administration.
- 28- Yitayew M., Pokrzywka S.J., and Renard K.G. 1999. Using GIS for facilitating erosion estimation. *Applied Engineering in Agriculture* 15: 295-301.
- 29- Zhang H., Yang Q., Li R., Liu Q., Moore D., He P., and Geissen V. 2013 .Extension of a GIS procedure for calculating the RUSLE equation LS factor. *Journal of Computers and Geosciences* 52: 177-188.



Mapping of Water Erosion and Deposition Affected by Different LS Algorithms Using WaTEM/SEDEM Model

H. Neisi¹- A. Khademalrasoul^{2*}- H. Amerikhah³

Received: 20-01-2020

Accepted: 07-12-2020

Introduction: Soil erosion is one of the most important forms of soil degradation which topographical characteristics are effective on its occurrence and spatial distribution. Actually, soil erosion is one form of soil degradation that includes on-site and off-site effects and the off-site effect is deposition and sedimentation. In recent decades, the potential of soil erosion has been recognized as a serious threat against soil sustainability. Topographical attributes such as slope gradient (S) and slope length (L) are considered as the most important land surface properties which control energy fluxes, overland and intra-soil transport of water and sediment, and vegetation cover distribution within a landscape. The L and S are two main factors in the USLE equation which are meaningfully effective on soil erosion. The development of modern techniques such as geomorphometry has made it possible to quantify these attributes in GIS environments. Geomorphometry or terrain analysis is a computer technology-based science in which morphometric and hydrological attributes are calculated by a series of mathematical algorithms from a digital elevation model (DEM). WaTEM/SEDEM is water and tillage erosion model/sedimentation which is possible to estimate water erosion and also different forms of sediments in the watershed and hydrographical network. The accuracy of DEM in this model is really important and effective on the quality of model outputs.

Material and Methods: Landscape planning tools might help simplify the complexity of soil erosional processes. Furthermore, using predictive tools open up for the possibilities to investigate the effectiveness of different management scenarios on soil erosional responses to make a decision for improving soil properties by application of BMPs. Soil erosion modelling as a landscape planning tool is an efficient way to investigate the on-site and off-site effects of erosion. At the same time this tool opens up for an opportunity to perform scenario analysis with the respect to the placement of structural BMPs such as buffer zones. The soil erosion model WaTEM has been used as a landscape planning tool. WaTEM is a spatially distributed empirical model to simulate both erosion and deposition by water explicitly in a two dimensional landscape. This soil erosion model has been used as a landscape planning tool. The Universal Soil Loss Equation (USLE) has been developed to predict sheet and rill erosion. Desmet and Govers (1996) showed that using the 2D-calculation of the LS-factor in WaTEM made it possible to predict rill, interrill, and ephemeral gully erosions. In this study the spatial distribution of soil erosion and deposition affected by different LS-factors were investigated using WaTEM/SEDEM model that including rainfall erosivity (R-factor), soil erodibility (K-factor), topography (LS-factor), crop cover (C-factor) and management (P-factor) as GIS layers (.rst format) in Zoji watershed located in Shush (Khuzestan province). The WaTEM/SEDEM includes three main input parts, the first part consist of DEM, parcel map and stream network. The second part is CP factor and the third part consist of LS algorithms. The variations of LS algorithms are a milestone of this model and provide the possibility to define different LS situations in the watershed. In order to evaluate the effectiveness of LS algorithms, in the simulation process Govers, McCool, Nearing and Wischmeier-Smith algorithms were defined for WaTEM/SEDEM model.

Results and Discussion: Results of correlation ($R=0.78$) showed that topography had the highest effect on soil erosion distribution. Also our results illustrated that the amount of deposition in forms of total sediment production (TSP), total sediment deposition (TSD) and total sediment export (TSE) between different LS algorithms were disparate. Based on prediction of rill and interrill erosion, Nearing algorithm was the best LS algorithm and Govers algorithm was convenient in order to monitor and evaluate gully erosion. This study results showed that Govers algorithm estimated the highest amount of TSP because the Govers algorithm basically estimate the sheet, rill, interrill and gully erosion, therefore the amount of sediment in this algorithms is the highest one. For Govers algorithm the estimated TRE was the highest because the Gully erosion also was in the calculations and mostly the volume discharge originated from Gully was significantly higher than sheet and rill erosion. Therefore, regarding the types of prevailing erosion in each case the type of selected LS algorithm to

1, 2 and 3- Former M.Sc. Student, Assistant Professor and Scientific Member, Soil Science Department, Faculty of Agriculture, Shahid Chamran University of Ahvaz, Ahvaz, Iran, respectively.

(*- Corresponding Author Email :a.khademalrasoul@scu.ac.ir)

DOI: 10.22067/jsw.2020.14940.0

simulate soil erosion and deposition distribution should be different.

Conclusion: In general, WaTEM/SEDEM and its LS algorithms is a suitable tool to select and apply best management practices (BMPs) to control soil erosion at critical areas and hotspots. Our results confirmed that regarding the selection of each LS algorithm, the amount of sediment components and their distribution could be different.

Keywords: Best management practices (BMPs), Rill and interrill erosion, Simulation, Specific surface area of watershed, Topography factor



مقاله پژوهشی

بررسی تأثیر باکتری تیوباسیلوس، کود گوگردی و فسفوری بر جمعیت باکتری‌های حل‌کننده فسفات در خاک

علی رضا فلاح نصرت آباد^{۱*} - مریم حبیبی^۲

تاریخ دریافت: ۱۳۹۹/۰۲/۰۸

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۰۹/۲۵

چکیده

این پژوهش با هدف شناسایی باکتری‌هایی با بیشترین توان حل‌کنندگی فسفات برای افزایش کارایی کودهای فسفاتی و کاهش آلودگی‌های زیست‌محیطی در مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی زرکان در استان فارس به‌صورت فاکتوریل در قالب طرح بلوک‌های کامل تصادفی با ۱۲ تیمار کودی در دو حالت کاشت ذرت و بدون کاشت در ۳ تکرار اجرا شد. تیمارها شامل کود گوگرد و کود زیستی حاوی باکتری تیوباسیلوس در چهار سطح (عدم مصرف گوگرد و کود زیستی حاوی تیوباسیلوس (S₀)، مصرف ۵۰۰ کیلوگرم گوگرد + ۱۰ کیلوگرم در هکتار کود زیستی حاوی تیوباسیلوس (S₁)، مصرف ۱۰۰۰ کیلوگرم گوگرد + ۲۰ کیلوگرم در هکتار کود زیستی حاوی تیوباسیلوس (S₂)، مصرف ۲۰۰۰ کیلوگرم گوگرد + ۴۰ کیلوگرم در هکتار کود زیستی حاوی تیوباسیلوس (S₃)) و کود سوپرفسفات تریپل در سه سطح (عدم مصرف کود سوپرفسفات تریپل (P₀)، مصرف ۱۰۰ درصد کود سوپرفسفات تریپل بر اساس آزمون خاک (P₁) و مصرف ۶۵ درصد کود سوپرفسفات تریپل بر اساس آزمون خاک (P₂)). بدین منظور جمعیت باکتری‌های حل‌کننده فسفات در تیمارهای اعمال شده شمارش و تعداد ۶۰ جدایه فعال جداسازی، خالص‌سازی و از نظر توان حل فسفات معدنی در محیط کشت جامد پیکووسکایا مورد بررسی قرار گرفتند، نتایج نشان داد که همه جدایه‌ها توانایی انحلال فسفر را دارا هستند، اما در این بین تعداد ۱۵ جدایه باکتری توانایی انحلال فسفات بیشتری نسبت به سایر جدایه‌ها داشتند، که از این تعداد ۷ باکتری متعلق به گونه *Bacillus megaterium* ۳، باکتری به گونه *Bacillus subtilis* ۲، باکتری به گونه *Bacillus cereus* ۳ و باکتری متعلق به گونه *Pseudomonas fluorescent* بودند. با توجه به یافته‌های این پژوهش می‌توان گامی نو در جهت تولید کودهای بیولوژیک فسفات‌برداشت.

واژه‌های کلیدی: باکتری‌های حل‌کننده فسفات، تیوباسیلوس، ذرت، فسفر، گوگرد

مقدمه

مطالعات و تحقیقات سازمان بهداشت و خواروبار جهانی، بیماری‌های ناشی از مواد غذایی آلوده، به یکی از گسترده‌ترین مشکلات بهداشتی جهان در کشورهای در حال توسعه و توسعه یافته تبدیل شده است (۲۶ و ۲۹). از اینرو در سال‌های اخیر، محققان در تلاشند تا از ریزجانداران خاکری به‌منظور رفع این مشکل و حفظ سلامت گیاه و محیط زیست استفاده نمایند (۵).

فسفر بعد از نیتروژن یکی از عناصر غذایی پرمصرف در گیاه است که باعث کنترل رشد، بذردهی و تولید میوه در گیاهان زراعی شده و در فرآیندهای بیوشیمیایی نظیر تقسیم سلولی، سنتز اسیدهای نوکلئیک، فتوسنتز، تنفس و انتقال انرژی نقش ویژه دارد (۱۵). این عنصر به‌صورت فسفات معدنی محلول به خاک اضافه می‌شود که مقدار کمی از آن جذب گیاه شده و بخش عمده آن (۸۰ درصد) به دلیل تثبیت فسفات توسط آلومینیوم، آهن، کلسیم، منیزیم و کلئیدهای خاک به‌صورت ترکیبات غیرقابل حل در خاک تبدیل شده و از دسترس گیاه خارج می‌شود (۷). نتایج بررسی‌ها نشان می‌دهد، افزایش مصرف کودهای شیمیایی فسفات‌طی سال‌های اخیر نه تنها

طبق برآوردهای صورت گرفته، جمعیت جهان در سال ۲۰۳۰ میلادی به ۹ میلیارد نفر خواهد رسید، بر این اساس مهمترین نیاز بشر یعنی تامین غذا به دلیل رشد فزاینده جمعیت و محدودیت در منابع طبیعی یکی از مهمترین چالش‌های پیش‌رو خواهد بود (۱۶). انقلاب سبز گرچه توانست انسان را در تأمین غذای مورد نیازش یاری دهد، اما با معرفی و عرضه کودهای شیمیایی در کنار افزایش تولید، مخاطراتی را برای بشر و محیط زیست به همراه داشت (۲۶). بر طبق

۱- دانشیار موسسه تحقیقات خاک و آب، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، کرج، ایران

(*- نویسنده مسئول: Email: rezafayah@yahoo.com)

۲- دانشجوی دکتری، گروه زراعت، دانشکده علوم زراعی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری، ایران

بوسیله میکروارگانیسم‌های حل‌کننده فسفات و شناسایی گونه‌های کارآمدتر حل‌کننده فسفات صورت گرفت.

مواد و روش‌ها

به منظور بررسی تاثیر گوگرد، کود زیستی حاوی باکتری *تیوباسیلوس* و کود سوپر فسفات تریپل بر روی جمعیت باکتری‌های حل‌کننده فسفات مطالعه‌ای به صورت مزرعه‌ای و آزمایشگاهی اجرا شد. بخش مزرعه‌ای به صورت فاکتوریل در قالب طرح بلوک‌های کامل تصادفی با ۱۲ تیمار کودی در دو حالت کاشت ذرت رقم سینگل کراس ۷۰۴ و بدون کاشت در ۳ تکرار در مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی زرکان در استان فارس انجام شد. فاکتورهای کودی مورد مطالعه در این پژوهش شامل کود گوگرد و کود زیستی حاوی باکتری *تیوباسیلوس* در چهار سطح (عدم مصرف گوگرد و کود زیستی حاوی *تیوباسیلوس* (S₀))، مصرف ۵۰۰ کیلوگرم گوگرد + ۱۰ کیلوگرم در هکتار کود زیستی حاوی باکتری *تیوباسیلوس* (S₁))، مصرف ۱۰۰۰ کیلوگرم گوگرد + ۲۰ کیلوگرم در هکتار کود زیستی حاوی باکتری *تیوباسیلوس* (S₂))، مصرف ۲۰۰۰ کیلوگرم گوگرد + ۴۰ کیلوگرم در هکتار کود زیستی حاوی باکتری *تیوباسیلوس* (S₃)) و کود سوپر فسفات تریپل در سه سطح (عدم مصرف کود سوپر فسفات تریپل (P₀))، مصرف ۱۰۰ درصد کود سوپر فسفات تریپل بر اساس آزمون خاک (P₁) و مصرف ۶۵ درصد کود سوپر فسفات تریپل بر اساس آزمون خاک (P₂)) بودند.

برای اجرای آزمایش، مزرعه مورد نظر به گونه‌ای انتخاب شد که خاک آن از لحاظ فسفر زیر حد بحرانی (۱۵ میلی گرم در کیلوگرم) بود. قبل از شروع آزمایش از خاک مزرعه یک نمونه شش کیلوگرمی مرکب تهیه و اندازه‌گیری خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آن به روش‌های زیر انجام شد: بافت خاک به روش هیدرومتری، هدایت الکتریکی به وسیله دستگاه هدایت‌سنج الکتریکی، اسیدیته خاک در گل اشباع با استفاده از دستگاه pH متر، کل مواد خنثی‌شونده به روش تیتراسیون برگشتی با سود (۱۷)، مواد آلی به روش والکلی و بلاک (۳۰)، فسفر به روش آمونیوم مولیبدات وانادات در طول موج ۴۷۰ نانومتر با استفاده از دستگاه اسپکتوفتومتر (۳۱)، پتاسیم با دستگاه فلیم فتومتر (۳۱) و نیتروژن خاک به روش کج‌لدال (۳۱). با توجه به نتایج آنالیز خاک و در نظر گرفتن حداکثر پتانسیل تولید ذرت علوفه‌ای در منطقه، میزان کودهای مورد نظر بر اساس کتاب "تعیین حد بحرانی عناصر غذایی موثر در خاک، گیاه و میوه در راستای عملکرد کمی و کیفی محصولات استراتژیک کشور" تعیین شدند. گوگرد به صورت گرانوله و از پژوهشگاه صنعت نفت و باکتری‌های *تیوباسیلوس* مورد استفاده با جمعیت تقریبی ۱۰^۸ باکتری در هر گرم مایع تلقیح از مؤسسه تحقیقات خاک و آب تهیه گردید. برای اعمال تیمارهای

عملکرد محصولات زراعی را افزایش نداده بلکه باعث بر هم خوردن تعادل عناصر غذایی و کاهش محصول شده است (۱۲). برای حل این مشکلات، استفاده از عوامل زیستی به‌ویژه میکروارگانیسم‌های حل‌کننده فسفات که در طیف وسیعی از فرآیندهای تغییر و تبدیل فسفر خاک دخیل بوده و کامل‌کننده چرخه فسفر در خاک می‌باشند، می‌تواند نقش مهمی در تأمین عناصر غذایی مورد نیاز گیاه و کاهش آسیب‌های جدی به اکوسیستم‌های کشاورزی و طبیعی داشته باشد (۱). میکروارگانیسم‌های حل‌کننده فسفات در خاک به دو گروه اصلی باکتری و قارچ تقسیم می‌شوند. از باکتری‌های حل‌کننده فسفات در خاک می‌توان به *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Rhizobium*, *Agrobacterium*, *Achromobacter* و *Enterobacter Burkholderia* اشاره کرد که مهمترین آنها *Bacillus sp.* و *Pseudomonas fluorescens* می‌باشند (۲۳ و ۳۳). این ریزجانداران با مکانیسم‌های مختلف مانند ترشح اسیدهای آلی، آزادسازی پروتون در عمل تنفس یا مصرف یون آمونیوم و تولید آنزیم فسفاتاز (۳۲)، می‌توانند فسفر تثبیت شده در خاک و فسفری که به صورت کودهای شیمیایی به خاک اضافه می‌شود را آزاد نموده و در اختیار گیاه قرار دهند (۱۲). در خاک‌های آهکی استفاده از باکتری‌های اکسیدکننده گوگرد، علاوه بر تأمین کود مصرفی گیاه با کاهش pH خاک سبب افزایش قابلیت جذب فسفر و سایر عناصر غذایی و بهبود رشد گیاه می‌شوند (۱۳ و ۲۴). در تحقیقی که در خاک‌های شمال ایران انجام شد، نتایج نشان داد تقریباً ۸۸ درصد از جمعیت میکروبی حل‌کننده فسفات را باکتری‌ها تشکیل می‌دهند که فراوانی آنها بین ۱۰۷-۰ سلول در هر گرم خاک می‌باشد (۹). همچنین مطالعه یزدانی و همکاران (۳۳) نشان داد تلقیح بذر ذرت با باکتری‌های حل‌کننده فسفات و محرک رشد موجب افزایش حدود ۲۶/۷۹ درصدی بازده زراعی کود فسفر در تیمار مصرف توأم باکتری‌های حل‌کننده فسفات و کود فسفات شد که نسبت به تیمار کود فسفات به تنهایی و شاهد به ترتیب ۱۶/۳۸ و ۳۷ درصد افزایش داشت. کاربرد باکتری‌های حل‌کننده فسفات هم در کشت مستقیم و هم در راتون در نیشکر از یک سو باعث افزایش جذب فسفر و عملکرد گیاه و از سوی دیگر سبب کاهش مصرف کود فسفر تا ۲۵ درصد شد (۲۷). همچنین در پژوهشی دیگر تلقیح بذر ذرت با باکتری‌های *Rhodococcus sp.* و *Pseudomonas sp.* و *Arthrobacter nicotinovorans* در خاک‌های بدون کود فسفات و کود دهی با فسفات پتاسیم و تری کلسیم فسفات، بیشترین زیست‌توده ریشه و ساقه و غلظت فسفر در ریشه در تیمار *Pseudomonas sp.* و فسفات پتاسیم مشاهده شد (۱۹) با توجه به اهمیت فسفر و میکروارگانیسم‌های حل‌کننده فسفات در کشاورزی و کارآمد بودن کودهای زیستی نسبت به کودهای شیمیایی و در نظر داشتن مقادیر زیاد فسفر در خاک‌های قلیایی زراعی، این تحقیق در جهت افزایش انحلال فسفات‌های نامحلول

ایجاد شده توسط باکتری ثابت ماند) در محیط کشت جامد پیکووسکایا با فسفات‌های نامحلول شامل هیدروکسی آپاتیت و فسفات دی‌هیدروژن کلسیم انجام شد. هر جدایه باکتری روی تشتک‌های پتری حاوی محیط کشت پیکووسکایا به‌صورت لکه‌ای کشت داده شد و سپس در دمای ۲۹ درجه سلسیوس در انکوباتور نگهداری شدند. بعد از ۷۲ ساعت اولین اندازه‌گیری قطر کلنی و هاله شفاف ایجاد شده که فعالیت مثبت باکتری در حل فسفات معدنی محسوب می‌شود به‌وسیله خط‌کش انجام شد. از نسبت قطر هاله به قطر کلنی به‌عنوان معیاری برای تشخیص توانایی باکتری در انحلال فسفات استفاده شد. در نهایت از ۶۷ جدایه باکتری تعداد ۱۵ جدایه که توانایی انحلال فسفات بیشتری نسبت به سایر جدایه‌ها داشتند برای شناسایی ملکولی انتخاب شدند.

آزمون‌های بیوشیمیایی جهت شناسایی ملکولی باکتری‌های

حل‌کننده فسفات: آزمون‌های مختلفی بر مبنای کتاب طبقه بندی سیستماتیک باکتری‌های برجی برای شناسایی ملکولی باکتری‌های حل‌کننده فسفات انجام که به شرح زیر می‌باشند: رنگ‌آمیزی گرم (gram stain) و رنگ‌آمیزی اسپور، تست کاتالاز، هیدرولیز نشاسته، اکسیداز، متیل رد، سیترات و رشد در نمک ۷ درصد.

تجزیه و تحلیل‌های آماری: پس از انجام آزمایش و اندازه‌گیری پارامترهای مورد نظر در خاک، تجزیه و تحلیل داده‌ها با استفاده از نرم‌افزار SAS و SPSS و مقایسه میانگین تیمارها با استفاده از آزمون دانکن انجام شد.

نتایج و بحث

بررسی اثر تیمارهای مختلف بر جمعیت باکتری‌های حل‌کننده فسفات در محیط کشت جامد پیکووسکایا: نتایج این بررسی نشان داد که اثر ساده و متقابل هر یک از تیمارهای کود گوگرد و کود زیستی تیوباسیلوس، فسفر و گیاه بر جمعیت باکتری‌های حل‌کننده فسفات در محیط کشت پیکووسکایا معنی‌دار شد و کاربرد منفرد و توأم هر یک از آنها باعث افزایش معنی‌دار جمعیت باکتری‌ها نسبت به شاهد در سطح احتمال یک درصد شد (جدول ۲).

گوگردی ابتدا گوگرد و باکتری‌های تیوباسیلوس به خوبی با هم مخلوط شده و سپس به کرت‌های مورد نظر اضافه و پس از مخلوط شدن با خاک، جوی و پشته‌ها ایجاد گردید. همزمان با برداشت ذرت و در شرایطی که خاک مزرعه از رطوبت مناسبی برخوردار بود، بطور متوسط مقدار دو کیلوگرم خاک از هر یک از چهار خط کاشت هر کرت برداشته و پس از مخلوط کردن نمونه‌ها و عبور از الک دو میلی‌متری یک نمونه ۵ کیلوگرمی تهیه و در کیسه‌های پلاستیکی دو جداره (خیاری) گذاشته و لبل گذاری گردید. بدین ترتیب با توجه به وجود ۱۲ تیمار در سه تکرار در دو سطح کاشت و نکاشت، تعداد ۷۲ نمونه ۵ کیلوگرمی از هر یک از کرت‌ها تهیه و به آزمایشگاه بیولوژی مؤسسه تحقیقات خاک و آب در شهرستان کرج منتقل شد. نمونه‌های خاک با رعایت شرایط استریل در دمای ۴ درجه سلسیوس نگهداری شدند.

شمارش، جداسازی و خالص‌سازی باکتری‌ها: به منظور

جداسازی جدایه‌های باکتری‌های حل‌کننده فسفات از هر یک از تیمارها ۱۰ گرم خاک تهیه و ۹۰ سی‌سی آب مقطر استریل به آن اضافه و به مدت ۲۰ دقیقه بر روی شیکر (۱۵۰ دور در دقیقه) قرار گرفت و سپس رقت‌های ۱۰^۱ تا ۱۰^۷ از این مخلوط تهیه و از هر رقت ۰/۱ میلی‌لیتر در سه تکرار روی تشتک‌های پتری حاوی محیط کشت جامد پیکووسکایا ریخته و پتری‌ها در دمای ۲۸-۳۰ درجه سلسیوس در انکوباتور قرار داده شدند. برای شناسایی کلنی باکتری‌های حل‌کننده فسفات از خصوصیت شفاف‌سازی محیط پیرامون کلنی استفاده شده و شمارش در ظرف مدت یک الی ۱۴ روز بعد از کشت انجام شد. کلنی‌ها ابتدا بر مبنای خصوصیات ریخت‌شناسی مانند شکل، رنگ و اندازه‌شان جداسازی شده و سپس با استفاده از کشت خطی خالص‌سازی شدند. در نهایت از کلنی‌های حاصل از کشت خطی ۶۷ جدایه باکتری خالص‌سازی شدند که برای مقایسه توانایی حل‌کنندگی فسفات مورد استفاده قرار گرفتند (۲۰).

بررسی توان انحلال فسفات نامحلول توسط باکتری‌ها در

محیط کشت جامد پیکووسکایا: این آزمون با ۶۷ جدایه باکتری در ۶ زمان اندازه‌گیری با فاصله زمانی ۷۲ ساعت در ۳ تکرار در قالب طرح کامل تصادفی به مدت ۱۹ روز (زمانی که رشد کلونی و هاله

جدول ۱- خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک

Table 1- Chemical and physical properties of the soil

اسیدیته خاک pH	هدایت الکتریکی EC (dS.m ⁻¹)	کل مواد خثی شونده TNV (%)	کربن آلی OC (%)	نیتروژن N (%)	فسفر P (mg kg ⁻¹)	پتاسیم K (mg kg ⁻¹)	بافت خاک Soil texture
8.1	1.31	32	0.6	0.09	10.5	242	لومی رسی Loam clay

مقایسه میانگین نتایج حاصل از اثر مصرف سطوح مختلف کود گوگرد و کود زیستی تیوباسیلوس بر جمعیت باکتری‌ها (سلول در هر گرم خاک خشک) حاکی از افزایش معنی‌دار در جمعیت باکتری‌ها بود (جدول ۳). بالاترین جمعیت باکتری‌ها در پایین‌ترین سطح، یعنی با مصرف تیمار S₁ بدست آمد به‌طوری‌که با افزایش سطوح کود گوگرد و کود زیستی تیوباسیلوس بیش از این مقدار بر جمعیت باکتری‌های حل‌کننده فسفات روندی کاهشی داشت و در بالاترین سطح گوگرد و کود زیستی تیوباسیلوس کمترین جمعیت باکتری مشاهده شد. باکتری‌های حل‌کننده فسفر نقش مهمی در چرخه بیوژئوشیمیایی فسفر در اکوسیستم خشکی و آبی ایفا می‌کنند، آنها با تولید اسیدهای آلی، ترکیبات فنولی، پروتون‌ها و سیدروفورها قادر به انحلال منابع مختلف فسفات نامحلول در خاک می‌باشند (۲۷). در پژوهشی مصرف کود NPK حاوی ۲ درصد گوگرد در مقایسه با کود NPK متداول در گندم سبب افزایش قابل ملاحظه جمعیت باکتری‌های حل‌کننده فسفات در ۹۱ و ۱۲۵ روز پس از کاشت گیاه و به تبع آن افزایش

غلظت فسفر در اندام هوایی گیاه شد که علت این افزایش به دلیل تأثیر مثبت گوگرد بر جمعیت باکتری‌های حل‌کننده فسفات و فراهمی فسفر نسبت داده شد (۳). تمام خاک‌ها دارای باکتری‌های اکسیدکننده گوگرد هستند ولی تعدادشان به علت کمبود ترکیبات گوگردی و مواد آلی ناچیز می‌باشند. افزودن ترکیبات احیا گوگردی به خاک موجب افزایش جمعیت اکسیدکننده‌ها و بالا رفتن توان اکسایش در خاک می‌شود (۲). همچنین مطالعه اثر مصرف فسفر بر جمعیت باکتری‌ها نشان داد کود فسفر در هر دو سطح، جمعیت باکتری‌ها (سلول در هر گرم خاک خشک) را به‌طور معنی‌داری نسبت به شاهد (عدم مصرف فسفر) افزایش داد (جدول ۳). بهترین تیمار کودی در کاربرد فسفر، تیمار P₁ بود که بیشترین تأثیر را بر جمعیت باکتری‌ها نسبت به تیمار P₂ در محیط پیکووسکایا داشت. همچنین در این آزمایش جمعیت باکتری‌ها (سلول در هر گرم خاک خشک) در شرایط کاشت گیاه ذرت بیشتر از شرایط بدون گیاه بود و این افزایش جمعیت تقریباً در تمام سطوح مختلف گوگرد و فسفر مشاهده شد (جدول ۳ و ۴).

جدول ۲- تجزیه واریانس تأثیر گوگرد، فسفر و گیاه بر جمعیت باکتری‌های حل‌کننده فسفات خاک
Table 2- Variance analysis of the effect of sulfur, phosphorus and plant on population of soil phosphate solubilizing bacteria

منبع تغییرات (S.O.V)	درجه آزادی (Df)	میانگین مربعات Mean squares جمعیت باکتری‌های حل‌کننده فسفات Population of Phosphate Solubilizing Bacteria
بلوک (Block)	2	852335555
گوگرد و باکتری تیوباسیلوس (Sulfur & <i>Thiobacillus</i> bacteria)	3	29385973472**
فسفر (Phosphorus)	2	48420663472**
گوگرد و باکتری تیوباسیلوس × فسفر (Sulfur & <i>Thiobacillus</i> bacteria × Phosphorus)	6	23048781806**
خطا (Error)	22	306413888
ذرت (Corn)	1	85870586806**
گوگرد و باکتری تیوباسیلوس × ذرت (Sulfur & <i>Thiobacillus</i> bacteria × Corn)	3	28861222731**
فسفر × ذرت (Phosphorus × Corn)	2	55418376806**
گوگرد و باکتری تیوباسیلوس × فسفر × ذرت (Sulfur & <i>Thiobacillus</i> bacteria × Phosphorus × Corn)	6	23909185509**
خطای کل (Total Error)	24	363339305
ضریب تغییرات (CV)		39.8

ns، * و ** به ترتیب نبود اختلاف معنی‌دار و اختلاف معنی‌دار در سطح احتمال پنج و یک درصد

سنگ فسفات وجود دارد (۲۵). با جداسازی ۲۰ جدایه باکتری حل‌کننده فسفات از خاک و بررسی توان انحلال آنها از منابع سنگ فسفات پورولیا، سنگ فسفات میسوری، فسفات آهن و فسفات آلومینیوم نتایج حاکی از آن بود که ۷۵ درصد جدایه‌ها در باروری پایین خاک از سنگ فسفات پورولیا به‌عنوان منبع فسفر استفاده کردند (۲۷). همچنین در تحقیقی دیگر خان و همکاران (۱۴) نشان دادند که میزان انحلال فسفر توسط باکتری *P. fluorescens* از سه منبع تری کلسیم فسفات، فسفات آلومینیوم و آهن به ترتیب به مقدار ۱۰۰، ۹۲ و ۵۱ میکروگرم در میلی‌لیتر بود.

شناسایی ملکولی باکتری‌ها: در مجموع از ۷۲ نمونه خاک که برای حضور باکتری‌های حل‌کننده فسفات مورد بررسی قرار گرفت تعداد ۶۷ جدایه باکتری جداسازی شد که همگی توانایی تشکیل هاله شفاف در محیط پیکوسکایا را داشتند که از این تعداد ۱۵ جدایه توان انحلال فسفات بالایی نسبت به بقیه جدایه‌ها را داشتند، که نتایج حاصل از آزمون‌های میکروسکوپی، فیزیولوژیکی و بیوشیمیایی جدایه‌ها نشان داد (جدول ۵) که شماره ۳، ۵، ۹، ۲۱-۱، ۳۹، ۴۳-۱، ۴۸-۱، ۵۵-۱، ۵۵-۲، ۵۶-۲، ۶۰-۲ و ۷۲ دارای اندوسپور بوده و متعلق به جنس باسیلوس می‌باشند. به‌ترتیب شماره‌های ۱-۲۱ و ۲-۶۰ به‌گونه *Bacillus cereus* و شماره‌های ۱-۴۳، ۲-۵۵ و ۳-۵۵ به‌گونه *Bacillus subtilis* و شماره‌های ۳، ۵، ۹، ۲۱-۱، ۳۹، ۴۳-۱ و ۵۵-۱ به‌گونه *Bacillus megaterium* می‌باشند. باکتری‌های شماره ۴، ۶، ۸-۱ و ۶۸ تولید رنگ فلورسنس کرده و به‌عنوان گونه *Pseudomonas fluorescens* شناسایی شدند.

در مقایسه میانگین اثرات متقابل بیشترین جمعیت باکتری تیمار S_1P_2 در شرایط کاشت ذرت مشاهده شد (جدول ۴). بین گیاهان و باکتری‌های حل‌کننده فسفات رابطه همزیستی سینرژیستی وجود دارد. بدین ترتیب که اکثر میکروارگانیسم‌های حل‌کننده فسفات هتروتروف می‌باشند که فسفر را در اختیار گیاه قرار داده و در مقابل از ترکیبات کربنی ترشح شده از ریشه گیاه تغذیه کرده و جمعیت آنها افزایش می‌یابد (۱۸). تلقیح بذر گیاهان با باکتری *Bacillus spp.* می‌تواند فسفر نامحلول خاک را به فرم قابل جذب درآورد (۲۲). اسکاfield و همکاران (۱۹۸۱) کاربرد سنگ فسفات همراه با گوگرد و باکتری تیوباسیلوس (بیوسوپر) به‌عنوان منبع کود فسفر در سه نوع خاک آهکی در شرایط گلخانه مورد ارزیابی قرار داده و دریافتند که همانند کود سوپر فسفات استفاده از بیوسوپر باعث افزایش عملکرد شبدر و جذب فسفر در گیاه شد. بر این اساس آنها نشان دادند که کود بیوسوپر می‌تواند به‌عنوان منبع فسفر برای تولید محصول در خاک‌هایی با فسفر کم تا متوسط مورد استفاده قرار گیرد (۲۵).

مقایسه حلالیت فسفر در باکتری‌های حل‌کننده فسفات در دو محیط حاوی فسفات دی‌هیدروژن کلسیم و هیدروکسی آپاتیت: نتایج حاصل از آزمون T وابسته ($t=5.96$) نشان داد توانایی باکتری‌ها در انحلال فسفر در دو محیط حاوی فسفر نامحلول در سطح احتمال ۱ درصد معنی‌دار می‌باشد. مقایسه میانگین دو محیط بیانگر این نکته بود که باکتری‌ها در محیط حاوی فسفات دی‌هیدروژن کلسیم توانایی انحلال فسفات بیشتری نسبت به محیط حاوی هیدروکسی آپاتیت داشتند (شکل ۱). گزارش‌های متفاوتی از توانایی گونه‌های مختلف باکتری در انحلال فسفات معدنی نامحلول چون تری کلسیم فسفات، دی کلسیم فسفات، هیدروکسی آپاتیت و

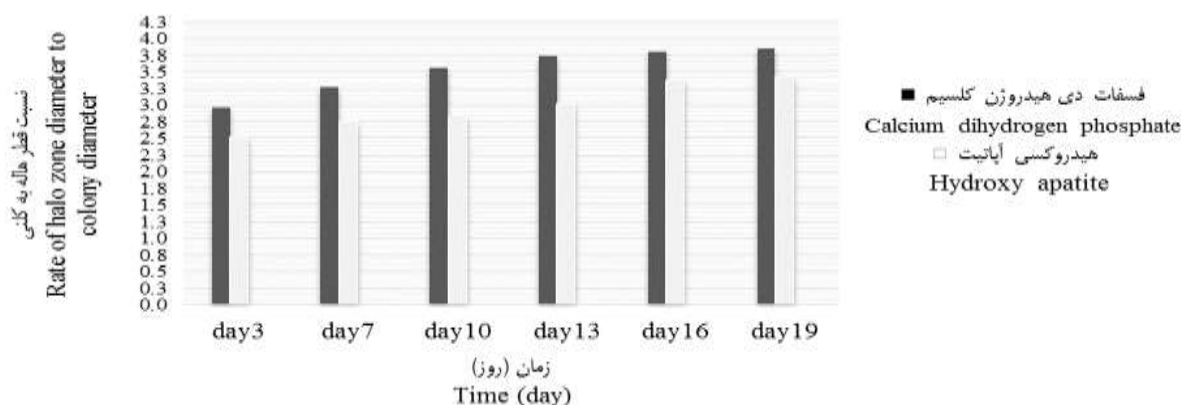
جدول ۳- مقایسه میانگین اثرات اصلی گوگرد، فسفر و گیاه بر جمعیت باکتری‌های حل‌کننده فسفات خاک

Table 3- Comparison of means of main effects of sulfur, phosphorus and plant on population of soil phosphate solubilizing bacteria

تیمار Treatment	سطوح تیمار Treatment levels	جمعیت باکتری‌های حل‌کننده فسفات Population of phosphate solubilizing bacteria (Cell per gram of dry soil)
ذرت (Corn)	کاشت (Planted)	82408 ^a
	بدون کاشت (Not planted)	13399 ^b
گوگرد و باکتری تیوباسیلوس (Sulfur & <i>Thiobacillus</i> bacteria)	S0	20239 ^c
	S1	103322 ^a
	S2	52306 ^b
	S3	15628 ^c
فسفر (Phosphorus)	P0	18367 ^b
	P1	99567 ^a
	P2	25688 ^b

S0: بدون مصرف گوگرد و تیوباسیلوس، S1: مصرف ۵۰۰ کیلوگرم گوگرد + ۱۰ کیلوگرم تیوباسیلوس، S2: مصرف ۱۰۰۰ کیلوگرم گوگرد + ۲۰ کیلوگرم تیوباسیلوس و S3: مصرف ۲۰۰۰ کیلوگرم گوگرد + ۴۰ کیلوگرم تیوباسیلوس در هکتار و P0: بدون مصرف کود سوپر فسفات تریپل، P1: مصرف ۱۰۰ درصد کود سوپر فسفات تریپل و P2: ۶۵ درصد کود سوپر فسفات تریپل بر اساس آزمون خاک.

S0: without sulfur and biofertilizer containing *Thiobacillus*, S1: application of 500 kg S + 10 kg biofertilizer containing *Thiobacillus*, S2: 1000 kg S + 20 kg biofertilizer containing *Thiobacillus*, S3: 2000 kg S + 40 kg biofertilizer containing *Thiobacillus* per hectare and P0: without triple super phosphate, P1: with 100% triple super phosphate, P2: with 65% triple super phosphate based on soil test.



شکل ۱- حلالیت فسفر در دو محیط حاوی فسفات دی هیدروژن کلسیم و هیدروکسی آپاتیت

Figure 1- Comparison of phosphorus solubility in two media containing calcium dihydrogen phosphate and hydroxyl apatite

جدول ۴- مقایسه میانگین تأثیر توأم گوگرد، فسفر و گیاه بر جمعیت باکتری های حل کننده فسفات خاک پس از برداشت ذرت

Table 4- Comparison of means of interactions effects of sulfur, phosphorus and plant on population of soil Phosphate solubilizing bacteria

ذرت Corn	فسفر Phosphorus	گوگرد و باکتری تیوباسیلوس Sulfur & Thiobacillus bacteria	جمعیت باکتری های حل کننده فسفات Population of phosphate solubilizing bacteria (Cell per gram of dry soil)
کاشت (Planted)	P0	S0	0 ^f
		S1	5233 ^{ef}
		S2	12200 ^{ef}
		S3	20667 ^{c-f}
	P1	S0	33667 ^{c-f}
		S1	49667 ^{cd}
		S2	15267 ^{def}
		S3	34500 ^{c-f}
	P2	S0	5167 ^{ef}
		S1	49333 ^a
		S2	19000 ^{c-f}
		S3	52667 ^c
بدون کاشت (Not planted)	P0	S0	28333 ^{c-f}
		S1	41333 ^{cde}
		S2	10833 ^{ef}
		S3	22000 ^b
	P1	S0	5833 ^{ef}
		S1	7500 ^{ef}
		S2	5267 ^{ef}
		S3	17000 ^{c-f}
	P2	S0	10000 ^{ef}
		S1	24333 ^{c-f}
		S2	14500 ^{def}
		S3	22667 ^{c-f}

S0: بدون مصرف گوگرد و تیوباسیلوس، S1: مصرف ۵۰۰ کیلوگرم گوگرد + ۱۰ کیلوگرم تیوباسیلوس، S2: مصرف ۱۰۰۰ کیلوگرم گوگرد + ۲۰ کیلوگرم تیوباسیلوس و S3: مصرف ۲۰۰۰ کیلوگرم گوگرد + ۴۰ کیلوگرم تیوباسیلوس در هکتار و P0: بدون مصرف کود سوپر فسفات تریپل، P1: مصرف ۱۰۰ درصد کود سوپر فسفات تریپل و P2: ۶۵ درصد کود سوپر فسفات تریپل بر اساس آزمون خاک. میانگین هایی با حروف یکسان تفاوت معنی داری از لحاظ آماری در سطح احتمال ۵ درصد ندارند.

جدول ۵- خصوصیات فیزیولوژیک و بیوشیمیایی جدایه‌ها

Table 5- Physiological and biochemical properties of strains

آزمایش‌ها (Experiments)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
رنگ آمیزی گرم (Gram staining)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-
رنگ آمیزی اسپور (Spor staining)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-
فلورسانس (Fluorescence)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+
تست کاتالاز (Catalase test)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
اکسیداز (Oxidase)	+	+	-	+	-	+	-	+	+	-	-	+	+	+	+
متیل رد (Methyl red)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-
هیدرولیز نشاسته (Strach hydrolysis)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
رشد در نمک ۷٪ (Grown in salt 7%)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-
تست سترات (Citrate test)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+

نتیجه‌گیری

در این بررسی نتایج نشان داد که کاربرد کود گوگرد توأم با کود زیستی تیوباسیلوس و کود سوپرفسفات تریپل در شرایط کاشت ذرت سبب افزایش جمعیت باکتری‌های حل‌کننده فسفات نسبت به شاهد در محیط پیکووسکایا شد. بنابراین مصرف گوگرد با باکتری تیوباسیلوس همراه با منابع معدنی کودهای فسفاته می‌تواند از یک سو سبب افزایش فراهمی زیستی فسفر و بهینه‌سازی مصرف کودهای شیمیایی و از سوی دیگر کاهش آلودگی زیست محیطی و هزینه‌های اقتصادی شود. همچنین در این میان دو باکتری متعلق به جنس *Bacillus* و *Pseudomonas* بیشترین توانایی را در انحلال فسفر داشتند که می‌توان از این ریزجانداران به‌عنوان کودهای زیستی کارآمد در کشاورزی پایدار استفاده کرد.

الکومی (۸) در مطالعه‌ای اظهار داشتند که باکتری‌های جنس *Bacillus megaterium* و *Pseudomonas fluorescent* توانایی انحلال فسفر بالایی را در محیط خاک دارند. در پژوهشی دیگر با جداسازی ۷ جدایه باکتری از ریزوسفر سیب‌زمینی و بررسی توانایی انحلال سنگ فسفات توسط آنها در شرایط این ویترو نتایج حاکی از آن بود که تنها چهار جدایه توانایی انحلال سنگ فسفات را داشتند اما در شرایط مزرعه و تلقیح غده‌های سیب‌زمینی با همه جدایه‌ها نشان داد دو باکتری متعلق به جنس *Bacillus cereus* و *Achromobacter xylosoxidans* بالاترین کارایی را هم در رشد و نمو گیاه و هم انحلال سنگ فسفات داشتند (۷). قدس علوی و همکاران (۱۰) با جداسازی ۴۰ جدایه از ریزوسفر گیاه سنبل‌الطیب نشان دادند که بیشترین فراوانی باکتری متعلق به جنس *Bacillus* و *Pseudomonas* بود در حالی که بالاترین توان انحلال فسفر در محیط جامد اسپربر متعلق به جنس‌های *Xanthomonas* و *Pseudomonas* بود.

منابع

- 1- Batool S., and Iqbal A. 2018. Phosphate solubilizing rhizobacteria as alternative of chemical fertilizer for growth and yield of *Triticum aestivum* (Var. Galaxy 2013). Saudi Journal of Biological Sciences 2018: 1-11.
- 2- Besharati H., Khosravi H., Khavazi K., Ziaei A., Mirzashahi K., Ghaderi J., Zabihi H.R., Mostashari M., Sabah A., and Rashidi N. 2018. Effects of biological oxidation of sulfur on soil properties and nutrient availability in some soils of Iran. Journal of Soil Research 31(3): 393-404. (In Persian with English abstract)
- 3- Bouranis D.L., Venieraki A., Chorianopoulou S.N., and Katinakis P. 2019. Impact of elemental sulfur on the rhizospheric bacteria of durum Wheat crop cultivated on a calcareous Soil. Plants 8: 1-21.
- 4- Chen Y.P., Rekha P.D., Arunshen A.B., Lai W.A., and Young C.C. 2006. Phosphate solubilizing bacteria from subtropical soil and their tricalcium phosphate solubilizing abilities. Applied Soil Ecology 34: 33-41.
- 5- Dabaghian Z., Pirdashti H., Abasian A., and Bahari Saravi S.H. 2014. The effect of biofertilizers, Thiobacillus, Azotobacter, Azospirillum and organic sulfur on nodulation process and yield of soybean (*Glycine max* L. Merr.). Agronomy Journal 107: 17-25. (In Persian with English abstract)
- 6- Dawwam G.E., Elbeltagy A., Emara H.M., Abbas I.H., and Hassan M.M. 2013. Beneficial effect of plant growth promoting bacteria isolated from the roots of potato plant. Annals of Agricultural Science 58(2): 195-201.
- 7- Ekin Z. 2010. Performance of phosphate solubilizing bacteria for improving growth and yield of sunflower (*Helianthus annuus* L.) in the presence of phosphorus fertilizer. African Journal of Biotechnology 9(25): 3794-3800.
- 8- El-Komy H.M.A. 2005. Co-immobilization of *Azospirillum lipoferum* and *Bacillus megaterium* for successful

- phosphorus and nitrogen nutrition of wheat plants. Food Technol. Biotechnol 43(1): 19-27.
- 9- Fallah A. 2006. Abundance and distribution of phosphate solubilizing bacteria and fungi in some soil samples from north of Iran. 18th World Congress of Soil Science, July 9-15, 2006, Philadelphia, Pennsylvania, USA.
- 10- Ghodsalavi B., Soleimani M., Ahmadzade M., and Soleimani S. 2014. Phosphate dissolution potential and symbiotic efficiency of bacteria isolated from the rhizosphere Valerian medicinal plant. Science and Techniques of Greenhouse Culture 4(13): 61-71. (In Persian with English abstract)
- 11- Gull M., Hafeez F.Y., Saleem M., and Malik K.A. 2004. Phosphorus uptake and growth Promotion of chickpea by co-inoculation of mineral phosphate solubilizing bacteria and a mixed rhizobial culture. Australian Journal of Experimental Agriculture 44: 623-628.
- 12- Karimian N. 2009. Consequences of excessive consumption of phosphate fertilizers. Journal of Soil and Water Sciences 12: 1-12. (In Persian with English abstract)
- 13- Khavazi K., Jahandideh Mahjen Abadi V.A., and Taghipoor F. 2018. Effect of Sulfur, *Thiobacillus* bacteria and phosphorus on the yield and nutrient elements uptake of wheat in calcareous soil. Journal of Soil Management and Sustainable 8(2): 23-41. (In Persian with English abstract)
- 14- Khan A.A., Jilani G., Akhtar M.S., Saqlan Naqvi S.M., and Rasheed M. 2009. Phosphorus solubilizing bacteria: occurrence, mechanisms and their role in crop production. Journal of Agricultural and Biological Science 1(1): 48-58.
- 15- Malakooti M.G., Keshavarz P., and Karimian N.A. 2005. Comprehensive method of diagnosis and optimal recommendation of fertilizer for sustainable agriculture. Tarbiat Modarres University Press, Tehran.
- 16- Mashayekhi P., and Solhi M. 2010. Perspective of fertilizer consumption in Iran and the world. P. 26- 33. 1th congress of fertilizer challenges in Iran: Half century of fertilizer consumption. 10-12 March. 2010 Tehran, Iran.
- 17- Nelson R.E. 1982. Carbonate and Gypsum. In: A.L. Page (Eds.), Methods of Soil Analysis. Part2. American Society of Agronomy, Inc. Madison, Wisconsin. USA, 45-75.
- 18- Pérez E., Sulbarán M., Ball M.M., and Yarzabál L.A. 2007. Isolation and characterization of mineral phosphate-solubilizing bacteria naturally colonizing a limonitic crust in the southeastern Venezuelan region. Soil Biology and Biochemistry 39(11): 2905-2914.
- 19- Pereira S.I.A., and Castro P.M.L. 2014. Phosphate-solubilizing rhizobacteria enhance *Zea mays* growth in agricultural P-deficient soils. Ecological Engineering 73: 526-535.
- 20- Pikovskaya R.I. 1948. Mobilization of phosphorus in soil in connection with the vital activity of some microbial species. Mikrobiologiya 17: 362-370
- 21- Puente M., and Bashan Y. 2004. Microbial populations and activities in the rhizoplane of rock- weathering desert plants. Growth promotion of cactus seedlings. Plant Biology 6: 643-650
- 22- Rodriguez H., and Fraga R. 1999. Phosphate solubilizing bacteria and their role in plant growth promotion. Biotechnology Advances 17: 319-339.
- 23- Sadeghipour Marvi M., Pourbabaee A.A., Alikhani H.A., Haidari A., and Manafi Z. 2017. Isolation and identification of sulfur oxidizing bacteria in agricultural soil and evaluating sulfur oxidation yield. Biological Journal of Microorganism 6(22): 113-125. (In Persian with English abstract)
- 24- Salimpour S., Khavazi K., Nadian H., Besharati H., and Miransari M. 2010. Enhancing phosphorous availability to canola (*Brassica napus* L.) using P solubilizing and sulfur oxidizing bacteria. Australian Journal Crop Science 4(5): 330-334.
- 25- Sarikhani M.R., Malboobi M.A., and Ebrahimi M. 2015. Phosphate solubilizing bacteria: Isolation of bacteria and phosphate solubilizing genes, mechanism and genetics of phosphate solubilization. Journal of Agriculture Biotechnology 6(1): 75-110. (In Persian with English abstract)
- 26- Saha N., and Biswas S. 2009. Mineral phosphate solubilizing bacterial community in agro-ecosystem. African Journal of Biotechnology 8(24): 6863-6870.
- 27- Sundra B., Natarajan V., and Hari K. 2002. Influence of Phosphorus solubilizing bacteria of changes in soil available phosphorus and sugarcane and sugar yield. Field Crops Research 43-49.
- 28- Tashakori Fard E., Pirdashti H., and Taghavi Ghasemkhili F. 2010. The importance and position of fertilizers in traditional and sustainable agriculture in Iran and the world. P. 39-47. 1th congress of fertilizer challenges in Iran: Half century of fertilizer consumption. 10-12 March. 2010 Tehran, Iran.
- 29- Vazquez P., Holguin G., Puente M.E., Lopez-Cortes A., and Bashan Y. 2000. Phosphate-solubilizing microorganisms associated with the rhizosphere of mangroves in a semiarid coastal lagoon. Biology and Fertility of Soils 30: 460-468.
- 30- Walkly A., and Black I.A. 1934. An examination of the degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Science 37: 29-38.
- 31- Westerman R.E.L. 1990. Soil testing and plant analysis. Soil Science Society of America.
- 32- Whitelaw M.A., Harden T.J., and Bender G.L. 1997. Plant growth promotin of wheat inoculated with *Penicillium radicum* sp. Australian Journal of Soil Research 35: 291-300.
- 33- Yazdani M., Pirdashti H., Esmaili M.A., and Bahmanyar M.A. 2011. Effect of inoculation phosphate solubilization

microorganisms (PSM) and plant growth promoting rhizobacteria (PGPR) on nutrient use efficiency in corn (*Zea mays* L.) cultivation. 3(2): 65-80. (In Persian with English abstract)



Effect of *Thiobacillus*, Sulfur and Phosphorus on Population of Phosphate Solubilizing Bacteria in Soil

A.R. Fallah Nosratabad^{1*} - M. Habibi²

Received: 27-04-2020

Accepted: 15-12-2020

Introduction: According to WHO and FAO studies, the diseases caused by contaminated foods are of the most widespread threats to human health in developing and developed countries. Therefore, in recent years, researchers have been trying to use soil microorganisms to solve this problem and maintain the health of plants and the environment. Phosphorus after nitrogen, is a major macronutrient in plants which controls the growth, seeding and fruit production and involves in basic biological functions such as cell division, nucleic acids synthesis, photosynthesis and respiration and energy transfer. However, high amount of soluble inorganic phosphate is annually applied to the soil as chemical fertilizer but a large portion of it is immobilized rapidly after application due to phosphate fixation by aluminum, calcium, iron, magnesium and soil colloids and becomes unavailable to plants. The use of biological agents especially phosphate solubilizing microorganisms, can play an important role in supplying plant nutrients and improves crop health and productivity without causing any harm in agricultural and natural ecosystems. Bacteria and fungi are the two important groups of phosphate solubilizing microorganisms. Phosphate solubilizing bacteria in soil include *Rhizobium*, *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Agrobacterium*, *Achromobacter*, *Enterobacter* and *Burkholderia*, and the most important ones i.e., *Bacillus* sp. and *Pseudomonas fluorescens*.

Material and Methods: In order to evaluate the effect of *Thiobacillus*, sulfur and phosphorus application on population of phosphate solubilizing bacteria in soil, a field experiment was conducted at Zarghan Agricultural and Natural Resources Research Center of Iran in a factorial, based on complete randomized block design with 3 replications. Treatments consisted of three levels of sulfur fertilizer with biofertilizer containing *Thiobacillus* bacteria (without sulfur and biofertilizer containing *Thiobacillus* (S0), application of 500 kg S + 10 kg biofertilizer containing *Thiobacillus* (S1), 1000 kg S + 20 kg biofertilizer containing *Thiobacillus* (S2) and 2000 kg S + 40 kg biofertilizer containing *Thiobacillus* (S3) per hectare), three levels of triple super phosphate (without phosphorus (P0), 100% (P1) and 65% (P2) percent phosphorus recommended based on the soil test) in two corn planted and not planted states. After harvesting, 72 soil samples were collected from each plot and transferred to the biology laboratory of soil and water research institute of Karaj. Soil samples were stored in sterile conditions at 4°C. In order to isolate phosphate solubilizing bacteria, 10 gram of soil from each sample was suspended in 90 ml of sterilized water to make 1:10 dilution. Then, series of dilution were made ($10^1 - 10^7$) and 0.1 ml of suspensions of the diluted soil sample were transferred to petri dishes containing pikovskaya medium and incubated at 28- 30°C. To identify PSP from halos surrounding characterized colonies was used and counting was performed 1-14 days after cultivation. The colonies were isolated on the basis morphological characteristics such as shape, color and size and then purified by linear culture. Finally, 60 strains were purified that were used to compare phosphate solubilizing capability.

Results and Discussion: The results of this study showed that the main and interaction effects of sulfur fertilizer and biofertilizer treatments of *Thiobacillus*, phosphorus and plants on the population of phosphate-solubilizing bacteria (cells per gram of dry soil) in Pikovskaya medium were significant at 0.01 level probability. The highest population of bacteria was obtained at the lowest level (S1). Increasing the level of sulfur fertilizer and *Thiobacillus* biofertilizer decreased the population of phosphate-solubilizing bacteria and the highest level of sulfur and *Thiobacillus* biofertilizer led to the lowest bacterial population. Also, the study of phosphorus application on the bacterial population showed that phosphorus fertilizer at both levels significantly increased the

1- Associate Professor, Soil and Water Research Institute, Agricultural Research, Education and Extension Organization, (AREEO), Karaj, Iran

(*- Corresponding Author Email: rezafayah@yahoo.com)

2- Ph.D. Student, Department of Agronomy, Faculty of Crop Sciences, Sari Agricultural Sciences and Natural Resources University, Sari, Iran

DOI: 10.22067/jsw.2021.14974.0

bacterial population compared to the control (no application phosphorus). The best fertilizer treatment for phosphorus application was P1 which had the greatest effect on bacterial population compared to P2 treatment in Pikovskaya environment. In this experiment, the population of bacteria in corn planted conditions was higher than in non-planted conditions and this population increase was observed in almost all different levels of sulfur and phosphorus fertilizers. The highest bacterial population was observed in combined treatment of S1P2 under corn planted conditions. The results of microscopic, physiological and biochemical tests of the strains showed that all 60 bacterial strains were capable to form clear zone in Pikovskaya medium. Among them, 15 strains (7, 3, 2 and 3 strains belonging to *Bacillus megaterium*, *Bacillus subtilis*, *Bacillus cereus* and *Pseudomonas fluorescent*, respectively) had higher phosphate solubility than the others.

Keywords: Corn, Phosphate solubilizing bacteria, Phosphorus, Sulfur, *Thiobasillus*



مقاله پژوهشی

تأثیر آبیاری با آب مغناطیسی شده بر همزیستی بین سویا و ریزوبیوم

اکبر علی وردی^{۱*} - سمیرا کرمی^۲ - حسین حمامی^۳

تاریخ دریافت: ۱۳۹۹/۰۲/۰۸

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۱۰/۲۱

چکیده

آبیاری با آب مغناطیسی شده سبب افزایش کارایی مصرف آب در بقولات می‌شود. اما اطلاعاتی درباره وضعیت گره‌زایی باکتریایی بر روی ریشه آنها با چنین روش آبیاری وجود ندارد. بنابراین، پژوهشی به صورت گلدانی در شرایط هوای آزاد در محوطه گلخانه تحقیقاتی دانشگاه بوعلی سینا همدان به اجرا درآمد تا تأثیر این روش آبیاری را بر همزیستی پنج رقم سویا با باکتری ریزوبیوم اختصاصی سویا بررسی کند. مغناطیسی کردن آب با عبور دادن آن از لوله آهنربایی با شدت میدان مغناطیسی ۰/۶۸ تسلا انجام گرفت. آبیاری با آب مغناطیسی شده سبب خروج سریع‌تر گیاهچه‌ها از خاک شد. بجز در مورد تعداد دانه در غلاف، آبیاری با آب مغناطیسی شده توانست تمام ویژگی‌ها (وزن خشک اندام هوایی و ریشه، محتوی نیتروژن اندام هوایی و ریشه، تعداد و وزن گره‌های باکتریایی، تعداد غلاف، وزن صد دانه و عملکرد دانه بوته) را در تمامی ارقام سویا افزایش دهد ولی میزان این افزایش‌ها بسته به نوع رقم متفاوت بود. افزایش تعداد گره در ارقام امیر، زان، صبا، کوثر و هابیت به ترتیب برابر ۳۳/۷، ۵۵/۳، ۴۰/۱، ۶۲/۷ و ۵۱/۶ درصد بود. با این وجود، تنها در دو رقم زان و کوثر، آبیاری با آب مغناطیسی شده سبب افزایش معنی‌دار وزن خشک گره‌ها به ترتیب به میزان ۷۰/۰ و ۴۵/۱ درصد شد. آثار بهبود فعالیت باکتری تحت شرایط آبیاری با آب مغناطیسی شده بر عملکرد دانه بوته نیز نمایان شد. بطوری که افزایش عملکرد دانه تک بوته در ارقام امیر، زان، صبا، کوثر و هابیت به ترتیب برابر ۳۴/۸، ۳۵/۱، ۴۳/۴، ۲۶/۸ و ۲۱/۳ درصد بود. بنابراین آبیاری با آب مغناطیسی شده نه تنها سبب بهبود گره‌زایی سویا شده بلکه باعث افزایش عملکرد نیز می‌شود.

واژه‌های کلیدی: بقولات، تثبیت بیولوژیکی نیتروژن، کارایی مصرف آب، گره باکتریایی، محتوی نیتروژن

مقدمه

که فصل رشد عموم گیاهان نیست، آب به عنوان عامل محدود کننده مهمی در تولید اکثر گیاهان زراعی مطرح است بخصوص آنهایی که در فصول گرم سال پرورش داده می‌شوند مانند سویا. بنابراین، در سال‌های اخیر تمرکز رو به رشدی برای افزایش کارایی مصرف آب در گیاهان زراعی شده است (۴۰) تا بدون افزایش بر میزان آب مصرفی در واحد سطح زمین بتوان عملکرد گیاه زراعی را افزایش داد. در این راستا، از جمله مهمترین ابتکارات می‌توان به فناوری آبیاری تحت فشار اشاره کرد. اخیراً، فناوری دیگری با عنوان آبیاری با آب مغناطیسی معرفی شده است. محققان متعددی گزارش کرده‌اند که آبیاری با آب مغناطیسی شده سبب افزایش عملکرد در بقولاتی مانند لوبیا چشم بلبلی (۳۹ و ۴۴)، سویا (۱۹)، نخود فرنگی (۲۰)، نخود زراعی (۲۰، ۲۳ و ۳۰) و برخی از گیاهان زراعی و باغی مانند سیب زمینی (۱ و ۱۴)، کاهو (۱)، ذرت (۲۱)، گندم (۲۴)، کرفس (۲۹)، فلفل (۴۱)، گوجه فرنگی (۴۰)، بادمجان (۴۳)، کلزا (۲۶)، چغندر قند (۲۵)، کتان (۷)، فلفل سبز (۳۳)، سیر (۲) و خرما (۴۲) شده است. بنابراین، افزایش کارایی مصرف آب در گیاهان زراعی مذکور از طریق آبیاری آنها با آب مغناطیسی شده به اثبات رسیده است.

بدون شک، آب نقشی محوری در ظهور، تکامل و نابودی تمدن‌های بشری بازی کرده است. متأسفانه، دنیا با بحران آب روبرو شده است. در سطح جهانی، بخش کشاورزی به عنوان بزرگترین مصرف آب (۶۹ درصد) در مقایسه با بخش‌های صنعت (۱۹ درصد) و شهری (۱۲ درصد) مطرح است. در ایران، سهم آب مصرفی بخش کشاورزی بیش از ۹۲ درصد گزارش شده است. این در حالی است که میانگین بارندگی در ایران یک سوم دنیا است (۲۸). با توجه به اینکه الگوی بارندگی بیشتر در فصل‌های پاییز و زمستان توزیع شده است

۱ و ۲- به ترتیب استادیار و کارشناسی ارشد شناسایی و مبارزه با علف‌های هرز، گروه زراعت و اصلاح نباتات، دانشکده کشاورزی، دانشگاه بوعلی سینا، همدان، ایران

*- نویسنده مسئول: (Email: a.aliverdi@basu.ac.ir)

۳- استادیار، گروه زراعت و اصلاح نباتات، دانشکده کشاورزی، دانشگاه بیرجند، بیرجند، ایران

DOI: 10.22067/jsw.2021.14972.0

وضعیت گره‌زایی باکتریایی بر روی ریشه بقولات در چنین روش آبیاری ارائه نداده‌اند. لذا، هدف اصلی این تحقیق بررسی تاثیر آبیاری پنج رقم سویا با آب مغناطیسی شده بر همزیستی آنها با باکتری اختصاصی‌اش بود.

مواد و روش‌ها

این آزمایش به صورت گلدانی در هوای آزاد محوطه دانشگاه بوعلی سینا همدان واقع در طول جغرافیایی $48^{\circ}32'$ شرقی و عرض جغرافیایی $34^{\circ}52'$ شمالی در بهار و تابستان ۱۳۹۷ انجام گرفت.

آزمایش بصورت فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی با دو عامل رقم سویا و نوع آب آبیاری انجام گرفت. عامل رقم سویا دارای پنج سطح (امیر، زان، صبا، کوثر و هایت که همه آنها جزء ارقام سویای تیپ ۳ زود رس هستند) و عامل نوع آب آبیاری دارای دو سطح (آبیاری با آب تیمار نشده و آب مغناطیسی شده) بود. برای هر تیمار هشت تکرار در نظر گرفته شد.

در محیط آزمایشگاهی، بذره‌های ارقام مختلف سویا (تهیه شده از موسسه اصلاح نهال و بذر کرج و مرکز تحقیقات کشاورزی استان گلستان) به طور جداگانه با محلول هیپوکلرید سدیم پنج درصد به مدت پنج دقیقه ضدعفونی سطحی شدند و با آب شرب شهری شستشو و بر روی پارچه‌ای قرار داده شدند تا خشک شوند. سپس، بذرها به مدت پنج دقیقه در درون یک مایه تلقیح تجاری (بیوسوی، شرکت فناوری زیستی طبیعت، ایران) که حاوی 10^5 باکتری در میلی‌لیتر بود نگهداری شدند و مجدداً بر روی پارچه‌ای قرار داده شدند تا خشک شوند (۵ و ۳۷). در ۱۲ خرداد، دو بذر تلقیح شده با فاصله ۲۰ سانتی‌متر در دو نقطه خاک درون گلدان‌های پلاستیکی قهوه‌ای رنگ با مقطع مربعی شکل (طول $30 \times$ عرض $30 \times$ ارتفاع 30 سانتی‌متر) در عمق ۳ سانتی‌متری خاک کاشته شد (چهار بذر در هر گلدان). هر گلدان به میزان ۲۵ کیلوگرم با خاک تهیه شده از عمق سطحی خاک (۰ تا ۱۵ سانتی‌متری) مزرعه‌ای که سابقه کشت سویا در آن وجود نداشت تهیه شده بود. خصوصیات خاک مورد استفاده در جدول ۱ نشان داده شده است.

افزایش کارایی مصرف آب در گیاهان زراعی آبیاری شده با آب مغناطیسی نتیجه تغییراتی است که در ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی آب بعد از عبور آن از میدان مغناطیسی اتفاق می‌افتد. محققان گزارش کرده‌اند که ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی آب از جمله قابلیت هدایت الکتریکی (۴ و ۱۹)، تبخیرپذیری (۴۵)، pH (۱۶، ۱۸)، ظرفیت حل‌کنندگی (۳۴)، کشش سطحی (۳۷) و لزوجت (۱۰) آب با عبور دادن آن از میدان مغناطیسی تحت تاثیر قرار می‌گیرد. متعاقباً، این تغییرات سبب تغییراتی در قابلیت هدایت الکتریکی خاک (۲۹ و ۳۲)، تحرک عناصر غذایی در خاک (۲۴)، ظرفیت نگهداری آب خاک (۶)، عبور آب از نیمرخ خاک (۴۳) و pH خاک (۱۹ و ۲۹) می‌شود. بنابراین، تغییرات ایجاد شده در بستر کشت گیاهان زراعی با آبیاری آن با آب مغناطیسی شده سبب افزایش رشد و نمو آنها می‌شود.

سویا (*Glycine max* (L.) Merr.) گیاهی یکساله تابستانه از تیره بقولات است که برای استخراج روغن و پروتئین پرورش داده می‌شود. طبق آمارنامه کشاورزی، سطح زیر کشت سویا در سال ۹۶ حدوداً ۴۰ هزار هکتار بوده است که بیش از ۹۰ درصد سطح زیر سویا مربوط به استان‌های شمالی کشور است. سویا قادر است با گونه‌ای از باکتری گرم منفی به نام *Bradyrhizobium japonicum* رابطه همزیستی برقرار نماید. در این همزیستی، باکتری قادر است نیتروژن جوی (N_2) را به شکل نیتروژن آمونیاکی (NH_3) تثبیت کند. براساس تحقیقات قبلی، این باکتری می‌تواند تقریباً ۴۵۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار در سال تثبیت کند. این عمل باکتری می‌تواند حدوداً ۷۰ درصد نیاز سویا به نیتروژن را تامین کند (۳۶). رشد و نمو باکتری بستگی به جمعیت اولیه آن در خاک و شرایط محیطی خاک دارد. از جمله عوامل کاهنده فعالیت باکتری کمبود اکسیژن در خاک (۴۲)، pH خاکی خارج از محدوده ۵/۶ تا ۸/۰ (۳۱)، محتوای نیتروژن بالای خاک (۱۵) و کمبود رطوبت و مواد غذایی در خاک (۴۹) را می‌توان ذکر کرد.

نتایج بررسی قدیمی فیروزآبادی و همکاران (۱۹) نشان داد که آبیاری سویا رقم DPX با آب مغناطیسی شده سبب افزایش بیش از ۱۱ درصدی در عملکرد دانه شد. تحقیق مذکور همانند سایر تحقیقاتی که تاثیر آبیاری با آب مغناطیسی شده را بر عملکرد بقولات را مورد بررسی قرار داده‌اند (۲۰، ۲۳، ۳۰، ۳۹ و ۴۳) هیچ اطلاعاتی پیرامون

جدول ۱- خصوصیات خاک مزرعه مورد استفاده در آزمایش

Table 1- Soil characteristics of farm used in experiment

عمق خاک Depth (cm)	پتاسیم قابل جذب Available potassium (mg.kg ⁻¹)	فسفر قابل جذب Available phosphorus (mg.kg ⁻¹)	ماده آلی Organic matter (%)	pH	هدایت الکتریکی EC (dS.m ⁻¹)	جرم مخصوص ظاهر Bulk density (g.cm ⁻³)	بافت خاک Soil texture	درصد اندازه ذرات Particle size percentage		
								شن Sand (%)	سیلت Silt (%)	رس Clay (%)
0-15	610.01	13.81	0.80	7.6	2.61	1.41	Clay Loam	23.6	47.0	28.6

نتایج و بحث

تمام بذرهایی که در گلدان‌ها کاشته شده بودند، سبز شدند. با این وجود، گیاهچه‌هایی که با آب مغناطیسی شده آبیاری شده بودند در مقایسه با آنهایی که با آب تیمار نشده آبیاری شده بودند بین ۱ تا ۲ روز زودتر سبز شدند. این مشاهده مطابق با گزارش آزمایشگاهی گریوال و ماهش‌واری (۲۰) در مورد نخود فرنگی و نخود زراعی است. آنها گزارش کردند که آب مغناطیسی شده موجب افزایش معنی‌دار در شاخص سرعت جوانه‌زنی در نخود فرنگی و نخود زراعی می‌شود. از این مشاهده می‌توان چنین استنتاج کرد که با سبز شدن سریع‌تر، تاج پوشش گیاه زراعی می‌تواند سریع‌تر بسته شود؛ بنابراین، قدرت رقابتی گیاه زراعی در برابر علف‌های هرز افزایش می‌یابد. با توجه به وزن هزار دانه بیشتر بذره‌های گیاهان زراعی مختلف، به نظر می‌رسد که افزایش سرعت جوانه‌زنی می‌تواند به برتری رقابتی گیاه زراعی نسبت به علف‌های هرز منجر گردد. البته از آنجا که اثر آب مغناطیسی بر واکنش بذر گیاهان زراعی و علف‌های هرز ممکن است متفاوت باشد، نیاز به بررسی و مطالعه در این زمینه می‌باشد.

نتایج حاصل از تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد که در مورد ویژگی تعداد دانه در غلاف که به طور میانگین بین ۲/۳ تا ۲/۹ دانه در هر غلاف در نوسان بود (نتایج نشان داده نشده است)، اثرات ساده رقم سویا و نوع آب آبیاری و اثر متقابل بین آنها در سطح احتمال پنج درصد معنی‌دار نبود. این در حالی است که هوزاین و همکاران (۲۷) گزارش کرده بودند که آبیاری با آب مغناطیسی شده سبب افزایش تعداد دانه در غلاف عدس و نخود فرنگی می‌شود. در سایر صفات ارزیابی شده اثرات ساده رقم سویا و نوع آب آبیاری و اثر متقابل بین آنها در سطح احتمال پنج درصد معنی‌دار بود (جدول ۲). به عبارتی دیگر، آبیاری با آب مغناطیسی شده تأثیر معنی‌داری بر ویژگی‌های رشدی ارقام مختلف سویا تلقیح شده با باکتری داشت و میزان تأثیر نیز بسته به رقم سویا متفاوت بود.

به هر کدام از گلدان‌ها هر دو روز یک بار تا رسیدن به ظرفیت زراعی با استفاده از توزین گلدان‌ها آب افزوده شد (حجم برابری از آب برای هر گلدان تقریباً یک لیتر). قبل از افزودن آب به گلدان‌های مربوط به تیمار آبیاری با آب مغناطیسی شده، آنرا از یک لوله مغناطیسی ۳۵ سانتی‌متری ساخت شرکت انصار ایران (www.ansarco.biz/products/magnetic-water-softener) با مقطع یک اینچی و شدت میدان مغناطیسی ۰/۶۸ تسلا عبور داده شد (شکل ۱). سه روز پس از سبز شدن گیاهچه‌ها، تعداد بوته‌ها به دو بوته در هر گلدان تنک شد. هیچ بارندگی در طول اجرای آزمایش رخ نداد.

در ۴ شهریور، گیاهان نیمی از تکرارها برای اندازه‌گیری وزن خشک اندام هوایی، وزن خشک ریشه، تعداد گره، وزن خشک گره، محتوی نیتروژن اندام هوایی و محتوی نیتروژن ریشه برداشت شدند. برای اندازه‌گیری محتوی نیتروژن اندام هوایی و ریشه، ۵۰ میلی‌گرم از مواد گیاهی آسیاب شده برای هضم به روش میکروکج‌لدال به دانشکده کشاورزی دانشگاه بیرجند ارسال شد (۸). در ۱۹ شهریور، گیاهان نیمه دیگر تکرارها برای اندازه‌گیری عملکرد دانه در هر بوته و اجزای آن (تعداد غلاف در بوته، تعداد دانه در غلاف و وزن صد دانه) برداشت شدند. در طول دوره رشد، هر گلدان حدوداً ۴۶ لیتر آب دریافت کرد. بنابراین با تقسیم کردن عملکرد دانه بدست آمده از هر گلدان (گرم در ۰/۰۹ متر مربع مساحت گلدان) به حجم کل آب افزوده شده به هر گلدان در طول دوره رشد (۴۶ لیتر در ۰/۰۹ متر مربع مساحت گلدان) می‌توان کارایی مصرف آب (گرم به لیتر) را محاسبه کرد (۴۸).

داده‌های بدست آمده از هر گلدان قبل از تجزیه و تحلیل بر دو (تعداد بوته در هر گلدان) تقسیم شدند. از آنجا که داده‌ها براساس خروجی آزمون شاپیرو-ویلک نرمال بودند؛ نیازی به عملیات تبدیل داده نداشتند. برای تجزیه و تحلیل داده‌ها از نرم‌افزار SAS نسخه ۹،۱ استفاده شد. میانگین‌ها با آزمون حداقل اختلاف معنی‌دار (محافظت شده) در سطح احتمال ۵ درصد مقایسه و برای نمایش آنها از نرم‌افزار Excel استفاده شد.



شکل ۱- دستگاه مغناطیسی مورد استفاده برای انجام آزمایش
Figure 1- Magnetic device used to conduct experiment

جدول ۲- تجزیه واریانس صفات اندازه گیری شده ارقام سویا تحت تیمار نوع آب آبیاری
Table 2- Analysis of variance of measured traits of soybean cultivar under type of irrigation

منابع تغییرات (S.O.V)	درجه آزادی (d.f)	میانگین مربعات (Mean squares)									
		وزن خشک Dry weight	نسبت هوایی به ریشه Shoot/root	تعداد Number	وزن خشک Dry weight	ریشه Root	محتوی نیتروژن Nitrogen content	تعداد Pod number	وزن صد دانه 100 seeds yield	عملکرد تک بوته Yield per plant	کارایی مصروف آب Water use efficiency
ارقام سویا Soybean cultivars	4	10.75 **	1.38 **	2408.3 **	0.393 **	652.0 **	646.2 **	750.8 **	38.62 **	165.94 **	0.31 **
نوع آبیاری Irrigation type	1	20.32 **	0.11 ns	12508.3 **	0.438 **	1230.3 **	1640.0 **	627.2 **	261.36 **	492.22 **	0.93 **
ارقام سویا × نوع آبیاری Soybean cultivars × Irrigation type	4	6.18 **	0.81 **	559.7 **	0.121 **	154.7 **	39.2 **	137.2 **	8.94 **	14.28 **	0.03 **
خطا Error	70	0.065	0.05	54.4	0.006	3.81	4.17	22.46	0.95	0.42	0.0007
ضریب تغییرات (درصد) Coeff Var (%)	-	4.92	11.24	19.37	15.40	5.62	6.25	12.95	9.24	5.05	5.05

NS، *، و ** به ترتیب عدم معنی داری و معنی داری در سطح ۵ و ۱ درصد می باشد.
NS, *, and ** non-significant and significant at 5% and 1% probability levels, respectively.

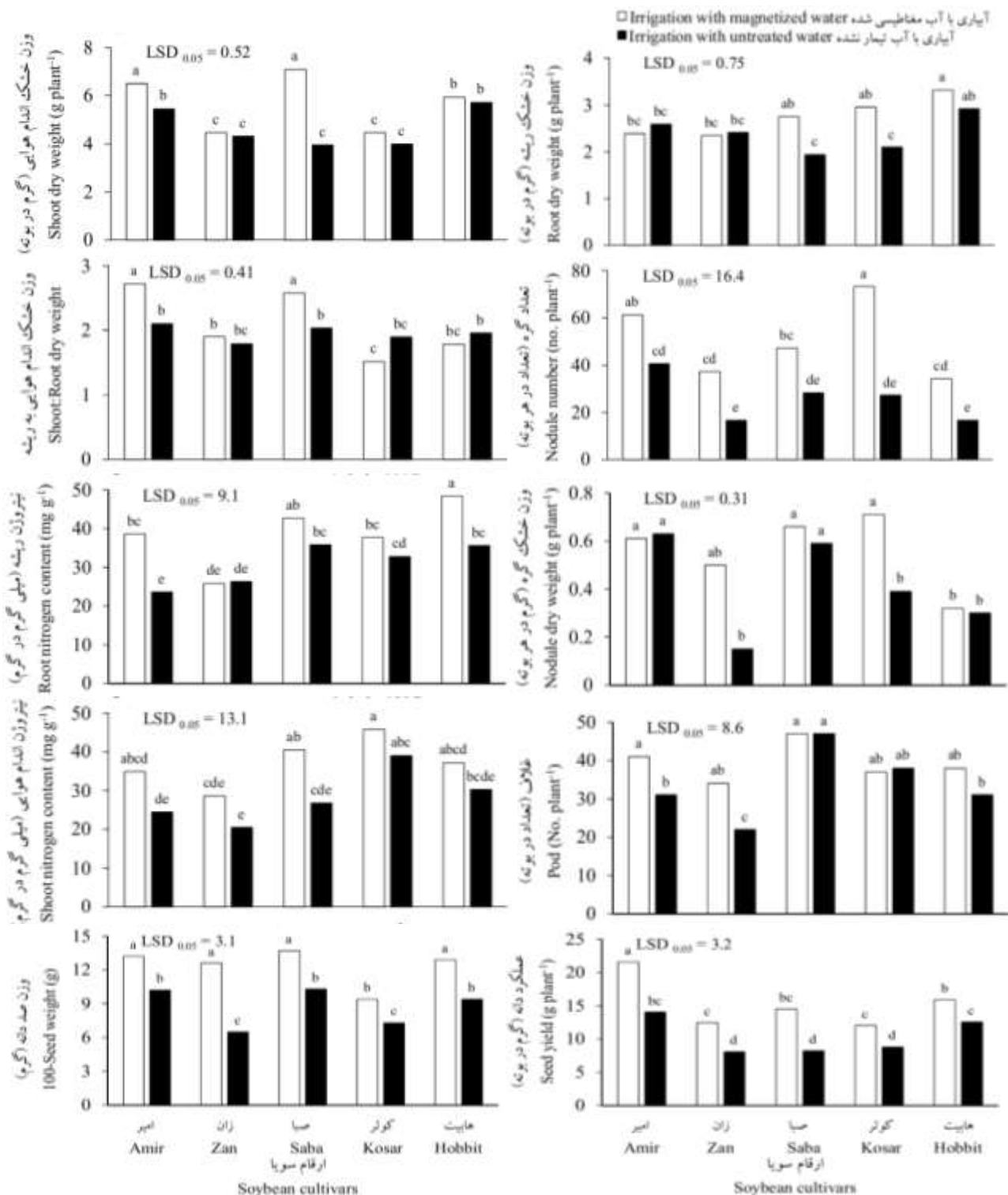
آب (۴۵) می‌شود. از اینرو، در آزمایش حاضر، آبیاری با آب مغناطیسی شده احتمالاً شرایط رطوبتی مناسبی را برای رشد و فعالیت باکتری فراهم کرده است. آثار بهبود فعالیت باکتری تحت شرایط آبیاری با آب مغناطیسی شده بر محتوی نیتروژن اندام هوایی و ریشه نیز نمایان شد. به طوری که محتوی نیتروژن اندام هوایی در رقم صبا (۳۳/۹ درصد) و محتوی نیتروژن ریشه در ارقام امیر (۳۸/۷ درصد) و هابیت (۲۶/۴ درصد) به طور معنی‌داری با آبیاری آنها با آب مغناطیسی شده افزایش یافت (شکل ۲).

واکنش متفاوت ارقام سویا به آبیاری با آب مغناطیسی شده در تعداد غلاف در بوته نیز متفاوت بود. تنها در ارقام امیر (۲۴/۳ درصد) و زان (۳۵/۲ درصد) شاهد آن بودیم که آبیاری با آب مغناطیسی سبب افزایش تعداد غلاف در بوته شد (شکل ۲). با این وجود، واکنش تمامی ارقام سویا به آبیاری با آب مغناطیسی شده در وزن صد دانه یکسان بود. به این معنی که وزن صد دانه در تمامی ارقام سویا با آبیاری آنها با آب مغناطیسی افزایش یافت. افزایش وزن صد دانه در ارقام امیر، زان، صبا، کوثر و هابیت به ترتیب برابر ۲۲/۷، ۴۸/۴، ۲۴/۸، ۲۲/۳ و ۲۷/۱ درصد بود. در تحقیقات قبلی نیز محققان به افزایش معنی‌دار وزن صد دانه در عدس به میزان ۸/۴ درصد، نخود فرنگی به میزان ۱۹/۲ درصد (۲۷)، نخود زراعی به میزان ۱۲/۴ درصد (۲۳) و باقلا به میزان ۱۷/۱ درصد (۱۶) با آبیاری آنها با آب مغناطیسی شده پی برده‌اند. البته لازم به ذکر است که شدت میدان مغناطیسی در تحقیقات قبلی با یکدیگر متفاوت بوده است. اما به طور کلی، با افزایش شدت میدان مغناطیسی تأثیرگذاری آب مغناطیسی شده بر عملکرد افزایش می‌یابد (۲۳).

وقتی ارقام مختلف سویا با آب تیمار نشده آبیاری شدند، بیشترین عملکرد دانه در هر بوته در ارقام امیر (۱۴/۰ گرم در بوته) و هابیت (۱۲/۵ گرم در بوته) بدست آمد. عملکرد دانه تک بوته در تمامی ارقام سویا با آبیاری آنها با آب مغناطیسی شده به طور معنی‌داری افزایش یافت. افزایش عملکرد دانه تک بوته در ارقام امیر، زان، صبا، کوثر و هابیت به ترتیب برابر ۳۴/۸، ۳۵/۱، ۴۳/۴، ۲۶/۸ و ۲۱/۳ درصد بود. در شرایط آبیاری با آب مغناطیسی، رقم امیر در مقایسه با سایر ارقام بالاترین بود. چنین افزایش قابل توجهی در عملکرد دانه تک بوته برخی از گیاهان زراعی که تحت شرایط گلخانه‌ای پرورش داده شده بودند نیز قبلاً گزارش شده است، برای مثال؛ نخود زراعی به میزان ۲۳/۲ (۲۳)، کتان به میزان ۸/۶ (۲۷)، کتان به میزان ۵/۸ (۷)، گندم به میزان ۲۵/۰، عدس به میزان ۲۱/۲، نخود زراعی به میزان ۳۱/۹ (۲۷) و باقلا به میزان ۳۸/۷ درصد (۱۶). این در حالی است که تحت شرایط مزرعه‌ای افزایش در عملکرد دانه در هکتار سویا رقم DPX به میزان ۱۱/۲ درصد (۱۹) و نخود فرنگی به میزان ۷/۸ درصد (۲۹) گزارش شده است.

در بین ارقام سویا، وقتی آنها با آب تیمار نشده آبیاری شدند، بیشترین وزن خشک اندام هوایی در ارقام امیر و صبا مشاهده شد. آبیاری ارقام امیر و صبا با آب مغناطیسی شده سبب افزایش وزن خشک بوته آنها به ترتیب به میزان ۱۶/۱ و ۴۴/۲ درصد شد. وزن خشک اندام هوایی سایر ارقام از نظر آماری تحت تأثیر آبیاری با آب مغناطیسی شده قرار نگرفت (شکل ۱). بجز در مورد ارقام صبا و کوثر، آبیاری سایر ارقام سویا با آب مغناطیسی سبب افزایش معنی‌دار وزن خشک ریشه بوته نشد. میزان افزایش وزن خشک ریشه در این دو رقم مذکور به ترتیب ۲۹/۴ و ۲۸/۸ درصد بود (شکل ۱). با این وجود، آبیاری ارقام امیر و صبا با آب مغناطیسی شده سبب افزایش معنی‌دار نسبت وزن خشک اندام هوایی به ریشه شد (شکل ۲). این نشان دهنده تخصیص منابع بیشتر به اندام هوایی در مقایسه با ریشه است. در شرایطی این نسبت افزایش می‌یابد که ویژگی فیزیکی یا شیمیایی محیط ریشه به گونه‌ای تغییر کند که برای رشد گیاه مناسب باشد (۲۲). قبلاً گزارش شده است که آبیاری گیاهان با آب مغناطیسی شده سبب افزایش دسترسی منابع غذایی خاک برای آنها (۲۴) و نیز افزایش ظرفیت نگهداری آب خاک (۶) می‌شود. با چنین تغییراتی در محیط ریشه، نیاز کمتری برای رشد ریشه جهت جستجوی منابع وجود خواهد داشت. در مقابل، چنین تغییری در الگوی تخصیص منابع می‌تواند در کسب نور بیشتر به وسیله اندام‌های هوایی موثر باشد؛ لذا، می‌تواند سبب تولید دانه بیشتر (۳) و یا بهبود توان رقابتی گیاه در برابر علف‌های هرز (۳۵) شود.

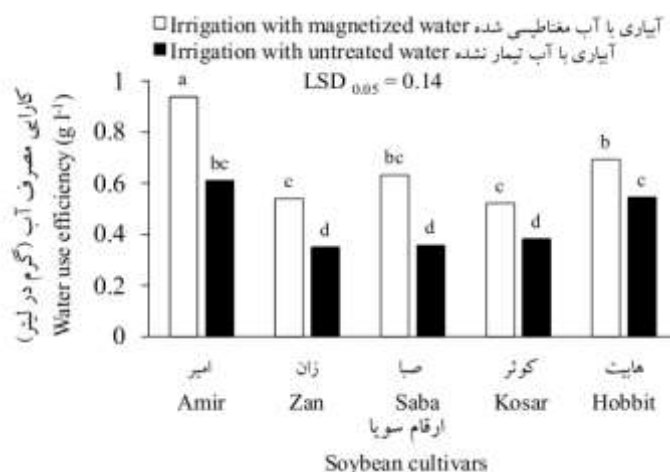
نتایج نشان داد که تعداد گره تشکیل شده بر روی ریشه تمام ارقام سویا وقتی با آب مغناطیسی شده آبیاری شدند به طور معنی‌داری افزایش یافت (شکل ۲). میزان افزایش تعداد گره در ارقام مختلف سویا متفاوت بود. به طوری که افزایش تعداد گره در ارقام امیر، زان، صبا، کوثر و هابیت به ترتیب برابر ۳۳/۷، ۵۵/۳، ۴۰/۱، ۶۲/۷ و ۵۱/۶ درصد بود. با این وجود، تنها در دو رقم زان و کوثر، آبیاری با آب مغناطیسی شده سبب افزایش معنی‌دار وزن خشک گره‌ها به ترتیب به میزان ۷۰/۰ و ۴۵/۱ درصد شد (شکل ۲). براساس تحقیقات گذشته (۳۱)، مناسب‌ترین محدوده pH خاک برای رشد و فعالیت باکتری بین ۶/۵ تا ۷/۰ تشخیص داده شده است. از طرفی دیگر، محققان (۱۹) و (۲۹) ثابت کرده‌اند که آبیاری با آب مغناطیسی شده سبب کاهش حدوداً ۰/۵ واحدی در pH خاک می‌شود. از اینرو، در این آزمایش، آبیاری با آب مغناطیسی شده احتمالاً سبب شده است که pH خاک اولیه که برابر ۷/۶ بود به محدوده مطلوب برای رشد و فعالیت باکتری نزدیک‌تر شود. همچنین، براساس تحقیقات گذشته (۴۹)، رشد و فعالیت باکتری به شرایط خشکی خاک نیز وابسته است. از طرفی دیگر، محققان ثابت کرده‌اند که آبیاری با آب مغناطیسی شده سبب افزایش ظرفیت نگهداری آب خاک (۶) به دلیل کاهش تبخیرپذیری



شکل ۲- تاثیر آبیاری با آب تیمار نشده (ستون سیاه) و مغناطیسی شده (ستون سفید) بر برخی ویژگی‌ها در ارقام مختلف سویا
 میانگین (ستون‌های دارای حرف مشترک از نظر آماری در سطح احتمال ۵ درصد بر اساس آزمون حداقل اختلاف معنی‌دار (LSD) تفاوتی ندارند.

Figure 2- Effect of irrigation with untreated (black column) and magnetized (white column) water on some traits in different soybean cultivars

The mean (columns) with the same letter were not statistically significant at the 5% level of probability based on the LSD test.



شکل ۳- تأثیر آبیاری با آب تیمار نشده (ستون سیاه) و مغناطیسی شده (ستون سفید) بر کارایی مصرف آب در ارقام مختلف سویا

میانگین (ستون‌های دارای حرف مشترک از نظر آماری در سطح احتمال ۵ درصد بر اساس آزمون حداقل اختلاف معنی دار (LSD) تفاوتی ندارند.

Figure 3- Effect of irrigation with untreated (black column) and magnetized (white column) water on water use efficiency in different soybean cultivars

The mean (columns) with the same letter were not statistically significant at the 5% level of probability based on the LSD test.

مغناطیسی شده (۶)، افزایش در سرعت عبور آب از نیمرخ خاک به دلیل کاهش در گازهای آزاد موجود در آب مغناطیسی شده (۴۳) و کاهش در pH خاک به دلیل کاهش در pH آب (۱۹ و ۲۹) می‌شود. از جمله تغییرات فیزیولوژیکی و آناتومیکی در گیاهان زراعی آبیاری شده با مغناطیسی شده می‌توان به افزایش در میزان جیبرلیک اسید (۱۳)، افزایش در اکسین و فیتوکروم (۴۵)، افزایش در اسید آمینه پرولین (۴۰)، افزایش در کلروفیل‌های a و b (۴۷)، افزایش در ظرفیت جذب آب (۱۸)، افزایش در سرعت تقسیم سلولی (۱۱)، افزایش در نفوذپذیری غشاهای سلولی (۹)، افزایش در اندازه میتوکندری (۲۹)، افزایش در فشار اسمزی (۴۰)، سلول‌های اتاقتک زیر روزه بزرگتر، هدایت روزه‌ای بیشتر (۱۹)، افزایش در محتوی نیتروژن و فسفر (۲۴) و نهایتاً افزایش در زیست توده گیاه زراعی شود.

در تحقیق حاضر نیز مشخص شد که کاربرد آب مغناطیسی شده برای آبیاری سویا سبب افزایش در تعداد و وزن خشک گره‌ها شد. قبلاً اشاره شد که بهبود در شرایط رشدی باکتری ریزوبیوم با آبیاری با آب مغناطیسی شده (کاهش pH خاک و افزایش محتوی آب خاک) سبب افزایش تعداد و وزن خشک گره‌های تشکیل شده بر روی ریشه ارقام مختلف سویا شده است. با توجه به اینکه آبیاری با آب مغناطیسی شده سبب بهبود رشد گیاهان غیر بقولات (بخش مقدمه را ملاحظه کنید) نیز شده است، می‌توان بیان کرد که افزایش رشد سویای آبیاری شده با آب مغناطیسی شده احتمالاً موجبات تشکیل گره بیشتر در ریشه را فراهم ساخته است. به هر حال، آبیاری با آب مغناطیسی شده سبب بهبود در همزیستی بین سویا و ریزوبیوم شد. روش آبیاری با آب مغناطیسی شده دوست دار محیط زیست است به دلیل اینکه با این روش نه ماده شیمیایی به محیط زیست وارد

با وجود اینکه تمامی واحدهای آزمایشی میزان آب برابری (۴۶ لیتر آب) را دریافت کردند؛ ولی عملکرد دانه تمامی ارقام سویا در روش آبیاری با آب مغناطیسی شده نسبت به روش آبیاری با آب تیمار نشده بیشتر بود (شکل ۳). این نشان دهنده بهبود کارایی مصرف آب در سویای آبیاری شده با آب مغناطیسی شده است. بالاترین کارایی مصرف آب در رقم امیر آبیاری شده با آب مغناطیسی بدست آمد. سلیم و النادی (۴۰) گزارش کردند که افزایش کارایی مصرف آب در گوجه فرنگی آبیاری شده با آب مغناطیسی شده به دلیل افزایش عناصر بخصوص کلسیم از خاک است. آنها بیان کردند که افزایش کلسیم درون بافتی سبب افزایش مقاومت به تنش خشکی گیاه، کاهش تولید رادیکال‌های تخریبگر غشاهای سلولی و حفظ فتوسنتز طبیعی آن می‌شود.

اگرچه علت دقیق اثر آب مغناطیسی شده کاملاً مشخص نشده است، ولی اثرات مثبت کاربرد آب مغناطیسی شده برای آبیاری گیاهان زراعی را به تغییرات فیزیکی و شیمیایی در آب عبور کرده از میدان مغناطیسی، تغییرات فیزیکی و شیمیایی در خاک و تغییرات فیزیولوژیکی و آناتومیکی در گیاهان زراعی آبیاری شده با چنین آبی نسبت داده‌اند. از جمله تغییرات فیزیکی و شیمیایی در آب عبور کرده از میدان مغناطیسی می‌توان به کاهش در قابلیت هدایت الکتریکی (۴ و ۱۹)، کاهش در تیخیرپذیری (۴۵)، کاهش در pH (۱۷)، کاهش در کشش سطحی (۳۷)، افزایش در ظرفیت حل‌کنندگی (۳۴) و افزایش در لزوجت (۱۰) آن اشاره کرد. از جمله تغییرات فیزیکی و شیمیایی در خاک می‌توان به کاهش در هدایت الکتریکی به دلیل افزایش ظرفیت حل‌کنندگی آب مغناطیسی شده (۱۹، ۲۹ و ۳۲)، افزایش ظرفیت نگهداری آب خاک به دلیل کاهش در تبخیرپذیری آب

عملکرد دانه تک بوته و کارایی مصرف آب شد. بنابراین، همزیستی بهبود یافته از طریق آبیاری سویا با آب مغناطیسی شده می‌تواند اتکا به مصرف کود نیتروژن بصورت شیمیایی را در این گیاه کاهش داد. همچنین، این اتفاق می‌تواند وضعیت حاصلخیزی خاک برای سایر گیاهان زراعی در تناوب زراعی را نیز بهبود بخشد. افزایش عملکرد دانه تک بوته در تیمارهای آب مغناطیسی شده در مقایسه با آب معمولی در ارقام امیر، زان، صبا، کوثر و هایت به ترتیب برابر ۳۴/۸، ۳۵/۱، ۴۳/۴، ۲۶/۸ و ۲۱/۳ درصد بود. بنابراین رقم‌های صبا و هایت به ترتیب بیشترین و کمترین افزایش عملکرد دانه تک بوته را در تیمار آب مغناطیسی شده در مقایسه با آب معمولی نشان دادند. از نظر محیط زیستی با توجه به عدم ورود آلاینده و نهاده‌ای به مزرعه کاربرد آبیاری مغناطیسی توجیه پذیر است. علاوه بر این از نظر اقتصادی نیز با توجه به امکان استفاده به دفعات زیاد از دستگاه مغناطیسی کننده آب آبیاری، این روش مقرون به صرفه است.

سپاسگزاری

بخشی از هزینه‌های اجرایی این پژوهش توسط حوزه معاونت پژوهشی دانشگاه بوعلی سینا همدان تامین گردید که بدین وسیله صمیمانه تشکر و قدردانی به عمل می‌آید.

می‌شود و نه اینکه اثرات جانبی به محیط زیست وارد می‌کند. تحقیقات نشان داده است که اثر مغناطیسی کردن آب بر ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی آن با گذشت زمان از بین می‌رود. به طوری که کوی و کاس (۱۲) نشان دادند که پس از گذشت ۲۰۰ ساعت از مغناطیسی کردن آب ویژگی‌های تغییر کرده آن به حالت اولیه خود بر می‌گردد. بر اساس اطلاعات در دسترس، گیاهان زراعی آبیاری شده با آب مغناطیسی شده دارای رشد رویشی بیشتری در مقایسه با آنهایی که با آب معمولی آبیاری شده‌اند هستند (۱۹). از اینرو، آنها در برابر انواع آفات (حشرات، عوامل بیماری‌زا و علف‌های هرز) احتمالاً مقاوم‌تر باشند. عبدل‌نابی و همکاران (۲) گزارش کردند که سیر آبیاری شده با آب مغناطیسی شده در مقایسه با آب تیمار نشده کمتر به عامل بیماری‌زای ریزوکتونیا آلوده است. بنابراین، با آبیاری گیاهان زراعی با آب مغناطیسی شده نه تنها می‌توان به تولید بیشتر رسید بلکه کاربرد انواع آفت‌کش‌ها که دارای پیامدهای زیانبار محیط زیستی هستند کاهش خواهد یافت. با این وجود، این موضوع می‌تواند مورد بررسی دقیق‌تر قرار گیرد.

نتیجه‌گیری

نتایج این پژوهش نشان داد که آبیاری سویا با آب مغناطیسی سبب بهبود همزیستی بین آن با باکتری ریزوبیوم اختصاصی‌اش شد. همزیستی بهبود یافته به طور قابل توجهی منجر به افزایش در

منابع

1. Abdel-Aziz A., Arafa Y.A., and Sadik A. 2017. Maximizing water use efficiency for some plants by treated magnetic water technique under east Owainat conditions. *Egyptian Journal of Soil Science* 57: 353-369.
2. Abdel-Nabi H.M.E., El-Shal Z.S.A., Doklega S.M.A., and Abdel-Razek M.E.A. 2019. Effect of magnetic water and fertilization requirements on garlic yield and storability. *Journal of Plant Production, Mansoura University* 10: 73-79.
3. Abdul-Qados A.M.S., and Hozayn M. 2010. Response of growth, yield, yield components and some chemical constituents of flax for irrigation with magnetized and tap water. *World Applied Sciences Journal* 8: 630-634.
4. Akopian S.N., and Airapetian S.N. 2005. A study of specific electrical conductivity of water by the action of constant magnetic field, electromagnetic field, and low-frequency mechanical vibrations. *Biofizika* 50: 265-270.
5. Aliverdi A., Parsa M., and Hammami H. 2015. Increased soyabean-rhizobium symbiosis by magnetically treated water. *Biological Agriculture & Horticulture* 31: 167-176.
6. Al-Khazan M., Abdullatif B.M., and Al-Assaf N. 2011. Effects of magnetically treated water on water status, chlorophyll pigments and some elements content of Jojoba (*Simmondsia chinensis* L.) at different growth stages. *African Journal of Environmental Science and Technology* 5: 722-731.
7. Amira M.S., Qados A., and Hozayn M. 2010. Response of growth, yield, yield components, and some chemical constituents of flax for irrigation with magnetized and tap water. *World Applied Sciences Journal* 8: 630-634.
8. Anonymous. 2016. Official methods of analysis of AOAC international, 20th edn. Latimer GW (ed). AOAC International, Washington, DC.
9. Bondarenko N.F., Rokhinson E.E., Gak E.Z., and Klygina L.F. 1996. Magnetic equipment in agriculture. *Russian Agricultural Sciences* 2: 30-34.
10. Chang K.T., and Weng C.I. 2006. The effect of an external magnetic field on the structure of liquid water using molecular dynamics simulation. *Journal of Applied Physics* 100: 043917-043926.
11. Chastokotenko L.V. 1984. Effect of magnetic field on somatic cell division in plants. *Journal of Cytology and Genetics* 18: 18-22.

12. Coey J.M.D., and Cass S. 2000. Magnetic water treatment. *Journal of Magnetism and Magnetic Materials* 209: 71–74.
13. Dalia A.S., Gendy A.A., Maria A.M., and Mousa E.M. 2009. Response of pepper plants (*Capsicum annuum* L.) to magnetic technologies. In: *Proceedings of the first Nile Delta Conference on Export Crops*. Faculty of Agriculture, Menufiya University, Shibin El-Kom, Egypt. 30–31 March. p. 89–104.
14. Doklega S.M.A. 2017. Impact of magnetized water irrigation, soil mineral fertilization and foliar sparying with nanomaterial on potato plants. *Journal of Plant Production*, Mansoura University 8: 13–20.
15. Eaglesham A.R.J. 1989. Nitrate inhibition of root nodule symbiosis in doubly rooted soybean plants. *Crop Science* 29: 115–119.
16. El-Sayed H., and El-Sayed A. 2014. Impact of magnetic water irrigation for improve the growth, chemical composition and yield production of broad bean (*Vicia faba* L.) plant. *American Journal of Experimental Agriculture* 4: 476–496.
17. Fathi A., Mohamed T., Claude G., Maurin G., and Mohamed B.A. 2006. Effect of magnetic water treatment on homogeneous and heterogeneous precipitation of calcium carbonate. *Water Research* 40: 1941–1950.
18. Garcia-Reina F., and Pascual L.A. 2001. Influence of a stationary magnetic field on water relations in lettuce seeds. Part I: Theoretical considerations. *Bioelectromagnetism* 22: 589–595.
19. Ghadami Firouzabadi A., Khoshravesh M., Shirazi P., and Zare Abyaneh H. 2016. Effect of irrigation with magnetized water on the yield and biomass of soybean var. DPX under water deficit and salinity stress. *Iranian Journal of Water Research* 30: 131–143. (In Persian with English abstract)
20. Grewal H.S., and Maheshwari B.L. 2011. Magnetic treatment of irrigation water and snow pea and chickpea seeds enhances early growth and nutrient contents of seedlings. *Bioelectromagnetics* 32: 58–65.
21. Habiby H., Movahedi A., Khoshravesh M., and Saberi A. 2019. The effect of magnetic water on the yield of corn and the adsorption of potassium, zinc and iron. *Journal of Agricultural Engineering* 42: 131–142. (In Persian with English abstract)
22. Harris R.W. 1992. Root-shoot ratios. *Arboriculture* 18: 39–42.
23. Hozayn M., and Abdul-Qados A.M.S. 2010a. Irrigation with magnetized water enhances growth, chemical constituent and yield of chickpea (*Cicer arietinum* L.). *Agriculture and Biology Journal of North America* 1: 671–676.
24. Hozayn M., and Abdul-Qados A.M.S. 2010b. Magnetic water application for improving wheat (*Triticum aestivum* L.) crop production. *Agriculture and Biology Journal of North America* 1: 677–682.
25. Hozayn M., Abd El-Monem A.A., Abdelraouf R.E., and Abdalla M.M. 2013. Do magnetic water affect water use efficiency, quality and yield of sugar beet (*Beta vulgaris* L.) plant under arid regions conditions? *Journal of Agronomy* 12: 1–10.
26. Hozayn M., Abdallha M.M., Abd El-Monem A.A., El-Saady A.A., and Darwish M.A. 2016. Applications of magnetic technology in agriculture: A novel tool for improving crop productivity (1): Canola. *African Journal of Agricultural Research* 11: 441–449.
27. Hozayn M., Abd El-Monem A.A., Abdul-Qados A.M.S., and Abd El-Hameid E.M. 2011. Response of some food crops to irrigation with magnetized water under greenhouse condition. *Australian Journal of Basic and Applied Sciences* 5: 29–36.
28. Jani-Ismail M., and Yazdanian N. 2014. Analysis of the situation of water crisis in the country and its management requirements. *Trends (Economic Research Trends)* 21: 117–144.
29. Maheshwari B.L., and Grewal H.S. 2009. Magnetic treatment of irrigation water: Its effects on vegetable crop yield and water productivity. *Agricultural Water Management* 96: 1229–1236.
30. Mahmoudi Gh., Ghanbari A., Rastgoo M., Gholi Zade M., and Tahmasebi I. 2016. Evaluating the magnetic field effects on growth and yield of chickpea (*Cicer arietinum*) under mashhad climatic conditions. *Iranian Journal of Field Crops Research* 14: 380–391. (In Persian with English abstract)
31. Meghvansi M.K., Prasad K., and Mahna S.K. 2005. Identification of pH tolerant *Bradyrhizobium japonicum* strains and their symbiotic effectiveness in soybean [*Glycine max* (L.) Merr.] in low nutrient soil. *African Journal of Biotechnology* 4: 663–666.
32. Mohamed A.I. 2013. Effects of magnetized low quality water on some soil properties and plant growth. *International Journal of Research in Chemistry and Environment* 3: 140–147.
33. Mohammadian M., Fatahi R., and Nouri Emamzadei M.R. 2016. Investigation the effect of magnetic salt water on yield and yield components of green pepper. *Irrigation Sciences and Engineering* 39: 121–130. (In Persian with English abstract)
34. Moosa G.M., Khulaef J.H., Khraibt A.C., Shandi N.R., and Al-Braich M.S.K. 2015. Effect of magnetic water on physical properties of different kind of water, and studying its ability to dissolving kidney stone. *Journal of Natural Sciences Research* 5: 85–94.
35. Muller I., Schmid B., and Weiner J. 2000. The effect of nutrient availability on biomass allocation patterns in 27 species of herbaceous plants. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 3: 115–127.

36. Parsa M., Aliverdi A., and Hammami H. 2014. Activity of the recommended and optimized rates of pyridate on chickpea-*Mesorhizobium mediterraneum* symbiosis. *Notulae Scientia Biologicae* 6: 92-98.
37. Parsa M., Aliverdi A., and Hammami H. 2013. Effect of the recommended and optimized doses of haloxyfop-P-methyl or imazethapyr on soybean-*Bradyrhizobium japonicum* symbiosis. *Industrial Crops and Products* 50: 197-202.
38. Rashed-Mohassel M.H., Aliverdi A., and Ghorbani R. 2009. Effects of a magnetic field and adjuvant in the efficacy of cycloxydim and clodinafop-propargyl on the control of wild oat (*Avena fatua*). *Weed Biology and Management* 9: 300-306.
39. Sadeghipour O., and Aghaei P. 2013. Improving the growth of cowpea (*Vigna unguiculata* L. Walp.) by magnetized water. *Journal of Biodiversity and Environmental Sciences* 3: 37-43.
40. Selim A.F.H., and El-Nady M.F. 2011. Physio-anatomical responses of drought stressed tomato plants to magnetic field. *Acta Astronautica* 69: 387-396.
41. Selim D.A., Gendy A.A., Maria A.M., and Mousa E.M. 2009. Response of pepper plants (*Capsicum annuum* L.) to magnetic technologies. in: *Proceedings of the first Nile Delta Conference on Export Crops (Improvement and Protection of the Egyptian Export Crops)*, Faculty of Agriculture, Menufiya University, Shibin El-Kom, Egypt. p. 89-104.
42. Sudsiri C.J., Nattawat J., Kongchana P., and Ritchie R.J. 2016. Effect of magnetically treated water on germination and seedling growth of oil palm (*Elaeis guineensis*). *Seed Science and Technology* 44: 1-14.
43. Surendran U., Sandeep O., and Joseph E.J. 2016. The impacts of magnetic treatment of irrigation water on plant, water and soil characteristics. *Agricultural Water Management* 178: 21-29.
44. Tang Y., and Hollingsworth R.I. 1998. Regulation of lipid synthesis in *Bradyrhizobium japonicum*: low oxygen concentrations trigger phosphatidyl inositol biosynthesis. *Applied and Environmental Microbiology* 64: 1963-1966.
45. Toledo E.J.L., Ramalho T.C., and Magriotis Z.M. 2008. Influence of magnetic field on physical chemical properties of the liquid water: insights from experimental and theoretical models. *Journal of Molecular Structure* 888: 409-415.
46. Turker M., Temirci C., Battal P., and Erez M.E. 2007. The effects of an artificial and static magnetic field on plant growth, chlorophyll and phytohormone levels in maize and sunflower plants. *PHYTON Annales Rei Botanicae* 46: 271-284.
47. Wafaa K.T., Al-Zahrani H.S., and Kotbi A.M. 2007. The effect of static magnetic forces on water content and photosynthetic pigments in sweet basil *Ocimum basilicum* L. (Lamiaceae). *Saudi Journal of Biological Sciences* 14: 103-107.
48. Yavuz D., Yavuz N., and Suheri S. 2016. Design and management of a drip irrigation system for and optimum potato yield. *Journal of Agricultural Science and Technology* 18: 817-830.
49. Zahran H.H. 1999. Rhizobium-legume symbiosis and nitrogen fixation under severe conditions and in an arid climate. *Microbiology and Molecular Biology Reviews* 63: 968-989.



The Effect of Irrigation with Magnetized Water on the Symbiosis Between Soybean and Rhizobium

A. Aliverdi^{1*} - S. Karami² - H. Hamami³

Received: 27-04-2020

Accepted: 10-01-2021

Introduction: Since rainfall occurs often in the fall and winter, water is an important limiting factor to subsequent growing crops especially those in hot seasons like soybean. Therefore, there is a growing focus on increasing water use efficiency in crops in recent years. Recently, an irrigation technique so-called magnetized water has been introduced to increase water use efficiency. The researchers have reported that the physical and chemical properties of water including electrical conductivity, volatility, pH, solubility, surface tension, and viscosity can be affected by its passage through the magnetic field. Subsequently, these changes lead to alterations in soil electrical conductivity, soil nutrient mobility, soil water holding capacity, water passage through the soil profile and soil pH. Increased water use efficiency in soybean (11%) and many leguminous crops have been demonstrated through their irrigation with magnetized water. However, those studies have provided no information about the status of bacterial nodulation on legume root in such an irrigation method. Therefore, the main purpose of this study was to investigate the effect of irrigation with magnetized water on five soybean varieties on their symbiosis with specific bacteria (*Bradyrhizobium japonicum*).

Materials and Methods: The experiment was conducted in the open air at the Bu Ali Sina University of Hamedan in 2018. A completely randomized design with two factors (soybean cultivar and irrigation water type) and eight replications was applied. The soybean cultivar had five levels (Amir, Zan, Saba, Kosar, and Hobbit) and irrigation water type had two levels (untreated and magnetically treated water). An equal volume of water (1 liter) was added to each pot every two days. Before adding water to pots for the irrigation with magnetized water, we passed it through a magnetic tube with a 35 cm long, 1-inch radius and a 0.68 T magnetic field intensity. On August 26, the plants of the half of replications were harvested to measure shoot dry weight, root dry weight, number of nodules, nodule dry weight, shoot nitrogen content and root nitrogen content. On September 10, the plants of the other half of replications were harvested to measure individual seed yield and its components (number of pods per plant, number of seeds per pod and 100-seed weight). By dividing the seed yield obtained from each pot to the total volume of water added to each pot during the growing season, water use efficiency can be calculated.

Results and Discussion: The soybean seedlings irrigated with magnetized water were green 1 to 2 days earlier than those irrigated with untreated water. The number of seeds per pod was not affected by soybean cultivar, irrigation water type, and their interaction. In other traits, the simple effects of soybean cultivar and irrigation water type and their interaction were significant at the 5% level of probability. The cultivars of Amir and Saba irrigated with magnetized water led to a higher shoot dry weight to root ratio, indicating the allocation of more resources to the shoot than to the root. The number of nodules formed on the root of all soybean cultivars (Amir (33.7%), Zan (55.3%), Saba (40.1%), Kosar (62.7%) and Hobbit (51.6%)) increased when they were irrigated with magnetized water. However, only in Zan (0.70%) and Kosar (45.1%), irrigation with magnetized water significantly increased the dry weight of nodules. The individual seed yield in all soybean cultivars (Amir (34.8%), Zan (35.1%), Saba (43.4%), Kosar (26.8%) and Hobbit (21.3%)) was significantly increased by irrigation with magnetized water, indicating an improved water use efficiency in soybean irrigated with magnetized water. Based on previous research, the most suitable soil pH range for bacterial growth and activity was found to be between 6.5 and 7.0. On the other hand, other researchers have shown that irrigation with magnetized water reduces the soil pH by approximately 0.5 units. Hence, in our experiment, irrigation with magnetized water probably caused the initial soil pH which was 7.6 to be closer to the optimal range for bacterial activity. Also, according to previous study, bacterial activity is also dependent on soil dry conditions. On the

1 and 2- Assistant Professor and M.Sc. Student of Weed Science, Department of Agronomy and Plant Breeding, Faculty of Agriculture, Bu-Ali Sina University, Hamadan, Iran, respectively.

(*- Corresponding Author Email: a.aliverdi@basu.ac.ir)

3- Assistant Professor, Department of Agronomy and Plant Breeding, Faculty of Agriculture, Birjand University, Birjand, Iran

DOI: 10.22067/jsw.2021.14972.0

other hand, other researchers have shown that irrigation with magnetized water increases soil water storage capacity due to reduced water vaporization. Therefore, in our experiment, irrigation with magnetized water probably provided good moisture conditions for bacterial activity.

Conclusion: The results showed that the irrigation of soybean with magnetized water improved its symbiosis with its specific rhizobium. Improved symbiosis increased plant seed yield and water use efficiency. Therefore, improved symbiosis by irrigating soybean with magnetized water can reduce the reliance on nitrogen fertilizer application in this plant. It can also improve the status of soil fertility for other crops in crop rotation.

Keywords: Bacterial nodule, Legumes, Nitrogen biological fixation, Nitrogen content, Water use efficiency

مقاله پژوهشی

تعیین شاخص کیفیت فیزیکی خاک‌های با بافت متوسط و سبک در استان خراسان رضوی

مهدی زنگی آبادی^{۱*} - منوچهر گرجی^۲ - پیمان کشاورز^۳

تاریخ دریافت: ۱۳۹۹/۰۴/۰۳

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۱۰/۰۷

چکیده

انتخاب مهم‌ترین ویژگی‌های فیزیکی کیفیت خاک و تجمع آنها در قالب یک شاخص، می‌تواند به اخذ تصمیمات صحیح مدیریتی منابع و اراضی کمک شایانی نماید. این پژوهش با هدف تعیین شاخص کیفیت فیزیکی خاک در پنج کلاس بافتی لوم، لوم شنی، لوم سیلتی، لوم رسی و لوم رسی سیلتی در ایستگاه تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی طرق در استان خراسان رضوی انجام شد. پس از نمونه‌برداری‌های لازم از خاک ۳۰ نقطه و انجام اندازه‌گیری‌های صحرایی و آزمایشگاهی، تعداد ۳۵ ویژگی فیزیکی خاک تعیین و با استفاده از روش آماری تجزیه مؤلفه‌های اصلی، مهم‌ترین ویژگی‌های فیزیکی کیفیت خاک تعیین گردید. سپس با وزن‌دهی و استفاده از دو روش امتیازدهی خطی به ویژگی‌های منتخب، شاخص کیفیت فیزیکی خاک در قالب یک مقدار عددی محاسبه شد. نتایج نشان داد که تنها شش ویژگی فیزیکی خاک شامل میانگین قطر منافذ، آب قابل استفاده (ظرفیت مزرعه در مکش ۱۰۰ سانتی‌متر)، تخلخل کل، انرژی انتگرالی دامنه رطوبتی با حداقل محدودیت (ظرفیت مزرعه در مکش ۳۳۰ سانتی‌متر)، شاخص پایداری خاک‌دانه و آب قابل استفاده (ظرفیت مزرعه در مکش ۳۳۰ سانتی‌متر) می‌توانند حدود ۹۰ درصد تفاوت خاک‌های مورد مطالعه را توجیه نمایند. مقایسه روش‌های مختلف محاسبه شاخص عددی کیفیت فیزیکی خاک نشان داد که بیش‌ترین مقدار ضریب حساسیت مربوط به روش انتخاب متغیرها با استفاده از تجزیه مؤلفه‌های اصلی و وزن‌دهی آنها و استفاده از روش امتیازدهی در محدوده بین صفر و یک بوده و شاخص محاسبه شده با این روش به عنوان مناسب‌ترین معیار جهت طبقه‌بندی خاک‌های مطالعه شده در قالب چهار کلاس کیفیت خاک می‌باشد.

واژه‌های کلیدی: شاخص کیفیت خاک، کوچک‌ترین مجموعه داده، مؤلفه اصلی

مقدمه

بسیار دشواری است به جز در شرایطی که تغییرات در خصوصیات یک خاک خاص بررسی شود (۴). هرچند می‌توان تنها از یک شاخص برای ارزیابی کیفیت خاک استفاده نمود ولی استفاده از شاخص‌های چند متغیره می‌تواند مفیدتر و کاربردی‌تر باشد. ایماز و همکاران (۹) معتقدند که در بحث ارزیابی کیفیت خاک باید کلیه خصوصیات ذاتی و همچنین پویای خاک لحاظ گردد و کلیه برهم‌کنش‌ها و فرآیندهای خاکی مدنظر قرار گیرند. برای یک خاک در محدوده مشخص این ارزیابی تحت تأثیر عوامل مدیریتی مختلف از جمله خاک‌ورزی، تناوب زراعی، کاربرد کودهای حیوانی و سبز و عوامل دیگری مانند اقلیم و نوع خاک قرار می‌گیرد. برای تعیین شاخص‌های فیزیکی کیفیت خاک در ارتباط با رشد گیاه نیاز به انجام تعداد زیادی آزمایشات مختلف جهت تعیین دقیق ارتباط خاک و گیاه می‌باشد. استفاده از کوچک‌ترین مجموعه داده‌ها^۴ این اندازه‌گیری‌ها را کاهش داده و با تعداد کمتری از عوامل یا شاخص‌ها می‌توان کیفیت فیزیکی خاک را ارزیابی نمود. جهت ارزیابی کوچک‌ترین مجموعه داده‌ها و خصوصیات قابل اندازه

در راستای بررسی کیفیت خاک باید ابتدا شاخص‌های کلیدی و مقادیر بحرانی آنها تعیین گردد. شاخص‌های کیفیت خاک را می‌توان به صورت فرایندها و خصوصیات از خاک که به تغییرات در توان تولید محصول حساس هستند تعریف نمود. باردواج و همکاران (۴) معتقدند که شاخص‌های کیفیت خاک باید با قابلیت‌های متفاوت خاک مانند محیط رشد برای گیاهان، نگهدارنده و انتقال دهنده مواد و همچنین محیطی برای زندگی موجودات زنده خاکی، مرتبط باشد. با توجه به تغییرات مکانی خاک، کمی‌سازی تغییرات کیفیت خاک کار

۱ و ۳ - به ترتیب استادیار و دانشیار بخش تحقیقات خاک و آب، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی خراسان رضوی، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، مشهد، ایران
(*) نویسنده مسئول: (Email: m.zangiabadi@areeo.ac.ir)
۲ - استاد گروه علوم و مهندسی خاک، پردیس کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران، کرج، ایران

اخذ تصمیمات صحیح مدیریتی منابع و اراضی کمک شایانی نماید (۲۵، ۱۰ و ۱۳). در همین راستا، در پژوهش حاضر سعی شد تا با اندازه‌گیری و محاسبه تعداد زیادی از ویژگی‌های فیزیکی خاک و در نهایت تجمیع ویژگی‌های منتخب در قالب شاخص کیفیت فیزیکی خاک^۶، به معیاری جهت طبقه‌بندی خاک محدوده مورد مطالعه از منظر کیفیت فیزیکی دست یافت.

مواد و روش‌ها

محدوده مورد مطالعه

این مطالعه در ایستگاه تحقیقات طرق مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی خراسان رضوی با مساحتی حدود ۲۲۰ هکتار واقع در جنوب شرقی شهر مشهد با متوسط ارتفاع ۱۰۱۰ متر از سطح دریا و در مختصات جغرافیایی ۵۹ درجه و ۳۷ دقیقه تا ۵۹ درجه و ۳۹ دقیقه طول شرقی و ۳۶ درجه و ۱۲ دقیقه تا ۳۶ درجه و ۱۴ دقیقه عرض شمالی انجام شد. وجود تنوع در خصوصیات خاک و به طور ویژه بافت خاک در قالب پنج کلاس بافتی لوم، لوم شنی، لوم سیلتی، لوم رسی و لوم رسی سیلتی در ایستگاه ذکر شده یکی از مهم‌ترین ویژگی‌های آن محسوب می‌گردد (۲۳).

نمونه‌برداری از خاک

در این مطالعه ۳۰ نقطه در قسمت‌های مختلف ایستگاه با بافت، ساختمان و ماده آلی متفاوت (۲۳)، انتخاب شد. از هر نقطه دو نمونه از عمق ۳۰-۰ سانتی‌متری، شامل یک نمونه دست‌خورده و یک نمونه دست‌نخورده با استفاده از استوانه‌های فلزی با قطر ۵ و ارتفاع ۵/۳ سانتی‌متر جهت اندازه‌گیری خصوصیات مختلف تهیه گردید.

اندازه‌گیری ویژگی‌های فیزیکی

با برآزش معادله وان گنوختن در قالب نرم‌افزار RETC^۷ به داده های منحنی رطوبتی خاک در مکش‌های ۰، ۱۰، ۳۰، ۶۰ و ۹۰ سانتی‌متر (با استفاده از دستگاه جعبه شن^۸) و مکش‌های ۳۳۰، ۱۰۰۰، ۱۵۰۰۰ و ۱۵۰۰۰ سانتی‌متر (با استفاده از دستگاه صفحات فشاری) پارامترهای منحنی رطوبتی خاک، محاسبه شد (۱۸ و ۲). توزیع اندازه ذرات خاک به روش هیدرومتری (۱۱) و اجزاء شن بر اساس طبقه بندی آمریکایی با استفاده از سری الک‌ها (۱۱)، جرم مخصوص ظاهری و حقیقی به ترتیب با استفاده از نمونه دست‌نخورده و روش پیکنومتر (۸)، کربن آلی به روش اکسیداسیون تر (۲۶) و به منظور

گیری که بتواند فرآیندهای خاک را بیان کند، نظرات مختلفی ارائه شده است اما آنچه مسلم است این مجموعه عوامل را نمی‌توان به صورت کلی برای تمام شرایط تعمیم داد و باید در شرایط خاک‌های مختلف و با اهداف مشخص تحقیقاتی کوچک‌ترین مجموعه داده‌ها را تعیین نمود (۲۱).

رشیدی و همکاران (۱۷)، تعدادی از خصوصیات فیزیکی، زیستی و شیمیایی خاک لوم را در قالب شاخص کیفیت خاک بررسی نمودند. نتایج تحقیق آن‌ها نشان داد که خاک‌های مورد مطالعه از نظر شاخص‌های شیمیایی کیفیت خاک دارای شرایط بسیار مناسب و از نظر شاخص‌های زیستی و فیزیکی نامناسب و بسیار نامناسب بودند. کی و همکاران (۱۶) با استفاده از ۴۳۱ نمونه خاک از منطقه جیانگسو در چین، کیفیت خاک را در قالب دو روش محاسبه شاخص کیفیت و سه روش انتخاب مهم‌ترین متغیرهای مؤثر بر کیفیت خاک بررسی نمودند. این محققین ۲۲ خصوصیت خاک را به عنوان کل مجموعه داده‌ها^۱ در نظر گرفتند. نتایج این مطالعه نشان داد که خاک منطقه مورد مطالعه دارای کیفیت ضعیف تا مطلوب بوده و عموماً خاک‌های رده اینسپتی سول نسبت به خاک‌های رده انتی سول دارای کیفیت بهتری بودند.

ماستو و همکاران (۱۴)، تأثیر مدیریت طولانی مدت تغذیه با انواع کود شیمیایی و آلی در تناوب‌های مختلف بر کیفیت خاک را با استفاده از شاخص کیفیت خاک در هند مطالعه نمودند. این محققین جهت تبدیل مقدار متغیر به امتیاز، از تابع امتیازدهی^۲ غیرخطی در قالب سه نوع مقادیر هرچه بیشتر بهتر^۳، هرچه کمتر بهتر^۴ و وضعیت بهینه^۵ استفاده نمودند. مقدار شاخص کیفیت خاک در این مطالعه در محدوده ۰/۵۵۲ (شاهد بدون کوددهی) تا ۰/۸۳۸ (ترکیب کود نیتروژن، فسفر و پتاسیم با کود دامی) قرار گرفت.

امامی و همکاران (۵)، تغییرات شاخص کیفیت خاک را در اثر افزودن سه سطح ماده آلی از چهار منبع کمپوست زباله شهری، لجن فاضلاب، کود گاوی و کلش گندم به خاک دارای بافت لوم بررسی نمودند. آنها با استفاده از ۱۴ ویژگی فیزیکی و شیمیایی خاک و تابع امتیازدهی غیرخطی، شاخص کیفیت خاک را برای کل تیمارها و تیمار شاهد محاسبه نمودند. نتایج نشان داد که مقدار شاخص کیفیت خاک در تیمار شاهد معادل ۵۲/۷ و کم‌ترین کیفیت بود.

انتخاب شاخص‌های مناسب کیفیت خاک و تجمیع آنها در یک عامل، می‌تواند به تخمین زود هنگام تغییرات کیفیت خاک و در نتیجه

- 1- Total data set (TDS)
- 2- Scoring function
- 3- More is better
- 4- Less is better
- 5- Optimum

6- Soil physical quality index (SPQI)

7- Retention curve program

8- Sand box

قسمت اعظم واریانس را در کل نمونه‌های مورد مطالعه توجیه نمایند. به این متغیرها، متغیرهای کوچک‌ترین مجموعه داده اطلاق می‌شود. عموماً این تجزیه با استفاده از ماتریس همبستگی متغیرها انجام می‌گردد. جهت تعیین کوچک‌ترین مجموعه داده، مقادیر بردارهای ویژه^۷ در مؤلفه‌های دارای مقادیر ویژه^۸ بزرگ‌تر از یک ملاک عمل می‌باشد. به گونه‌ای که در گام اول متغیرهای دارای بزرگ‌ترین مقادیر بردارهای ویژه بدون در نظر گرفتن علامت مثبت یا منفی در هر مؤلفه انتخاب می‌شوند. بزرگ‌ترین مقادیر بردارهای ویژه در هر مؤلفه، شامل مقادیری است که حداکثر ۱۰ درصد کوچک‌تر از بزرگ‌ترین بردار در هر مؤلفه باشند. در گام بعد تعداد متغیر انتخاب شده در هر مؤلفه، ملاک تعیین کوچک‌ترین مجموعه داده قرار می‌گیرد. در این راستا در مؤلفه‌هایی که فقط یک متغیر انتخاب شده است، همان متغیر به عنوان یکی از متغیرهای کوچک‌ترین مجموعه داده در نظر گرفته شده ولی در مؤلفه‌های با بیش از یک متغیر منتخب در هر مؤلفه، از ضریب همبستگی ساده بین متغیرهای انتخاب شده و همچنین بین این متغیرها و مؤلفه مربوطه استفاده می‌گردد. در شرایطی که بین متغیرهای انتخاب شده در هر مؤلفه، رابطه همبستگی معنی‌دار مشاهده نشود، کلیه متغیرهای انتخاب شده در آن مؤلفه به عنوان متغیرهای کوچک‌ترین مجموعه داده در نظر گرفته می‌شوند ولی در شرایطی که بین این متغیرها رابطه همبستگی معنی‌دار وجود داشته باشد، ضرایب همبستگی متغیرهای منتخب با مؤلفه مربوطه بررسی می‌گردد و متغیری که دارای بالاترین ضریب همبستگی با مؤلفه مربوطه باشد، به عنوان یکی از متغیرهای کوچک‌ترین مجموعه داده در نظر گرفته می‌شود (۱۶).

۲- وزن‌دهی^۹ ویژگی‌های منتخب

وزن هر متغیر وارد شده به کوچک‌ترین مجموعه داده حاصل از تجزیه مؤلفه‌های اصلی بر روی ماتریس همبستگی از طریق محاسبه نسبت واریانس جزئی مؤلفه مربوط به آن متغیر به واریانس تجمعی مجموع مؤلفه‌های اصلی با مقدار ویژه بزرگ‌تر از یک، تعیین گردید (۱۵).

۳- امتیازدهی ویژگی‌های منتخب

با توجه به تفاوت واحدهای متغیرهای منتخب و به منظور بدون واحد نمودن این متغیرها (تبدیل مقدار به امتیاز)، از توابع امتیازدهی استفاده شد. توابع امتیازدهی دارای سه شکل کلی صعودی (مقادیر

تعیین میانگین وزنی قطر خاک‌دانه (روش الک خشک)، از سری الک‌ها (۱۲) در اندازه‌های ۹۵۰۰ میکرومتر، ۶۷۳۰ میکرومتر (مش ۳)، ۲۰۰۰ میکرومتر (مش ۱۰)، ۱۰۰۰ میکرومتر (مش ۱۸)، ۵۰۰ میکرومتر (مش ۳۵) و ۲۵۰ میکرومتر (مش ۶۰) استفاده شد. جهت تعیین مقاومت فروری خاک از فروسنج^۱ مخروطی ساخت شرکت Eijkelkamp با قابلیت اندازه‌گیری و ثبت مقاطع یک سانتی‌متری تا عمق ۵۰ سانتی‌متر و مخروط دارای زاویه ۶۰ درجه و سطح مقطع یک سانتی‌متر مربع، استفاده گردید. این اندازه‌گیری در محل‌هایی نزدیک به محل برداشت نمونه خاک دست‌خورده و دست‌نخورده انجام شد. هم‌زمان با هر اندازه‌گیری، یک نمونه خاک جهت تعیین رطوبت به روش وزنی تهیه گردید. در نهایت خصوصیات مختلف فیزیکی خاک شامل شاخص پایداری خاک‌دانه در قالب نسبت کربن آلی به مجموع رس و سیلت خاک (۱۹)، شاخص S از طریق محاسبه شیب منحنی رطوبتی خاک در حالت خشک شدن در نقطه عطف آن (۲۹)، تخلخل و گنجایش هوایی (۳۰)، شاخص‌های موقعیت و شکل منحنی توزیع اندازه منافذ^۲ (۱۹ و ۲۸)، ظرفیت مزرعه نسبی در قالب نسبت رطوبت در نقطه ظرفیت مزرعه به رطوبت در نقطه اشباع (۳۰)، آب قابل استفاده و دامنه رطوبتی با حداقل محدودیت^۳ ۱۰۰ و ۳۳۰ (ظرفیت مزرعه در دو مکش ۱۰۰ و ۳۳۰ سانتی‌متر) (۲، ۲۸ و ۲۹)، گنجایش انتگرالی آب^۴ (۳۰) و انرژی انتگرالی^۵ دامنه‌های مختلف رطوبتی (۳، ۲۸ و ۲۹) با استفاده از روابط مربوطه که مفصلاً در منابع توضیح داده شده است، محاسبه گردید.

تجزیه‌های آماری

جهت تعیین روابط همبستگی پیرسون و تجزیه مؤلفه‌های اصلی^۶ از نرم‌افزار آماری JMP نسخه ۹/۰۲ استفاده گردید.

تعیین شاخص کیفیت فیزیکی خاک

در این تحقیق تعیین شاخص کیفیت فیزیکی خاک، در قالب چهار مرحله به شرح زیر انجام شد:

۱- انتخاب مهم‌ترین ویژگی‌های فیزیکی خاک

تجزیه مؤلفه‌های اصلی یکی از رایج‌ترین روش‌های خلاصه‌سازی و کاهش تعداد متغیرها می‌باشد. در این روش از بین کل متغیرهای بررسی شده، تعدادی متغیر انتخاب شده که این متغیرها می‌توانند

- 1- Penetrometer
- 2- Pore size distribution (PSD)
- 3- Least limiting water range (LLWR)
- 4- Integral water capacity (IWC)
- 5- Integral energy (EI)
- 6- Principal component (PC)

7- Eigen vectors

8- Eigen values

9- Weighting

یک متغیر است. بر این اساس خاک‌های با مقادیر شاخص نزدیک به یک مطلوب‌ترین خاک‌ها از نظر کیفیت فیزیکی و خاک‌های با مقادیر شاخص نزدیک به صفر ضعیف‌ترین خاک‌ها از این نظر محسوب می‌شوند.

جهت مقایسه روش‌های مختلف محاسبه شاخص کیفیت فیزیکی خاک از ضریب حساسیت استفاده شد. این ضریب با استفاده از رابطه شماره ۷ قابل محاسبه می‌باشد.

$$Sensitivity = SPQI_{(max)} / SPQI_{(min)} \quad (7)$$

که در آن Sensitivity: ضریب حساسیت، $SPQI_{(max)}$: بزرگ‌ترین شاخص کیفیت فیزیکی خاک در هر روش، $SPQI_{(min)}$: کوچک‌ترین شاخص کیفیت فیزیکی خاک در همان روش می‌باشد (۱۵). بر این اساس روش‌های با مقادیر ضریب حساسیت بزرگ‌تر، مناسب‌تر بوده و اختلاف بین خاک‌های مختلف را بهتر نشان می‌دهند.

نتایج و بحث

نتایج نشان داد که فراوانی خاک‌های با بافت لوم ۴۰ درصد، لوم سیلتی ۲۳ درصد، لوم رسی سیلتی ۱۷ درصد، لوم رسی ۱۳ درصد و لوم شنی ۷ درصد بود. جرم مخصوص ظاهری در نمونه خاک‌های مطالعه شده دارای دامنه‌ای بین ۱/۵۶-۱/۲۹ و میانگین ۱/۴۵ گرم بر سانتی‌متر مکعب و کرن آلی دارای دامنه‌ای بین ۱/۰۵-۰/۲۶ و میانگین ۰/۵۳ درصد بود. توزیع اندازه خاک‌دانه در نمونه‌های بررسی شده نشان داد که به طور میانگین خاک‌دانه‌های با قطر ۱-۰/۵ میلی متر بیشترین سهم و خاک‌دانه‌های با قطر ۰/۲۵-۰ میلی‌متر کمترین سهم را به خود اختصاص داده‌اند. مقدار شاخص میانگین وزنی قطر خاک‌دانه نیز دارای دامنه‌ای بین ۰/۹۴-۲/۸۸ میلی‌متر و میانگینی برابر با ۱/۹۳ میلی‌متر بود.

تجزیه مؤلفه‌های اصلی با استفاده از ماتریس همبستگی

جدول ۱، نتایج تجزیه مؤلفه‌های اصلی با استفاده از ماتریس همبستگی برای ۳۵ متغیر را نشان می‌دهد. نتایج نشان داد که مقدار ویژه در شش مؤلفه اول بزرگتر از یک بوده، لذا در این مطالعه، مؤلفه‌های اول تا ششم جهت کاهش تعداد متغیرها و تعیین کوچک‌ترین مجموعه داده استفاده شد. سطرهای دوم و سوم جدول ۱ به ترتیب درصد جزئی و تجمعی واریانس قابل توجیه توسط هر مؤلفه را نشان می‌دهد. بر این اساس سه مؤلفه اول به ترتیب ۳۷/۲۱، ۲۱/۱۹ و ۱۳/۹۵ درصد واریانس و در مجموع ۷۲/۳۵ درصد کل واریانس را در خاک‌های مطالعه شده توجیه می‌کنند و در نهایت با در نظر گرفتن شش مؤلفه اول حدود ۹۰ درصد واریانس قابل توجیه است.

بیشتر بهتر)، نزولی (مقادیر کمتر بهتر) و زنگوله‌ای (مقادیر بهینه بهتر) می‌باشند. روش‌های مختلفی برای تعیین و انتخاب توابع امتیازدهی وجود دارد که همگی آنها مبتنی بر ذهن و تجربه محقق و استفاده از حدود بحرانی گزارش شده در منابع می‌باشد. توابع امتیازدهی دارای دو شکل کلی خطی و غیرخطی می‌باشند. در این مطالعه از دو روش امتیازدهی خطی جهت تبدیل مقادیر متغیرها به امتیاز، استفاده گردید (۲۷ و ۱۵).

الف- روش اول (دامنه ۱-۰)

در این روش مقادیر امتیازات بین ۰/۱ تا یک متغیر است (۲۷). جهت تبدیل مقادیر متغیرها به امتیاز در این روش، از روابط شماره ۱ و ۲ به ترتیب برای مقادیر بیشتر، بهتر و مقادیر کمتر، بهتر و در شرایط بهینه، از تلفیق دو رابطه استفاده گردید.

$$S_i = 0.1 + ((X_i - B_i) / (A_i - B_i)) * 0.9 \quad (1)$$

$$S_i = 1 - ((X_i - B_i) / (A_i - B_i)) * 0.9 \quad (2)$$

که در آنها S_i : امتیاز متغیر، X_i : مقدار متغیر، A_i : حداکثر مقدار مشاهده شده متغیر و B_i : حداقل مقدار مشاهده شده متغیر می‌باشد.

ب- روش دوم (دامنه ۱-۰)

در این روش امتیازات متغیرها دارای دامنه‌ای بین صفر و یک می‌باشد (۱۵). به منظور امتیازبندی متغیرها در این روش، از روابط شماره ۳ و ۴ به ترتیب برای مقادیر بیشتر، بهتر و مقادیر کمتر، بهتر و در شرایط بهینه، از تلفیق دو رابطه استفاده شد.

$$S_i = (X_i - B_i) / (A_i - B_i) \quad (3)$$

$$S_i = 1 - (X_i - B_i) / (A_i - B_i) \quad (4)$$

که در آنها S_i : امتیاز متغیر، X_i : مقدار متغیر، A_i : حداکثر مقدار مشاهده شده متغیر و B_i : حداقل مقدار مشاهده شده متغیر می‌باشد.

۴- محاسبه شاخص کیفیت فیزیکی خاک

در این مطالعه شاخص کیفیت فیزیکی خاک با استفاده از روابط شماره ۵ و ۶ محاسبه گردید. در رابطه شماره ۵ متغیرهای منتخب دارای وزن برابر و معادل یک بوده و در واقع شاخص کیفیت فیزیکی خاک، معادل میانگین امتیاز متغیرهای منتخب می‌باشد ولی در رابطه شماره ۶، وزن هر متغیر در محاسبات لحاظ شده است.

$$SPQI = (\sum_{i=1}^n S_i) / n \quad (5)$$

$$SPQI = \sum_{i=1}^n W_i S_i \quad (6)$$

که در آنها $SPQI$: شاخص کیفیت فیزیکی خاک، S_i : امتیاز هر متغیر، W_i : وزن هر متغیر، و n : تعداد متغیرهای منتخب می‌باشد (۱۵).

در هر دو رابطه، مقدار شاخص کیفیت فیزیکی خاک بین صفر و

جدول ۱- تجزیه مؤلفه‌های اصلی با استفاده از ماتریس همبستگی
Table 1- Principle component analysis using correlation matrix

	PC 1	PC 2	PC 3	PC 4	PC 5	PC 6
مقدار ویژه (Eigen Value)	13.025	7.417	4.883	3.261	1.683	1.053
درصد (Percent)	37.214	21.190	13.950	9.318	4.808	3.009
درصد تجمعی (Cum Percent)	37.214	58.404	72.354	81.672	86.480	89.489
ویژگی‌های فیزیکی خاک (Soil Physical Properties)	بردار ویژه (Eigen Vectors)					
جرم مخصوص ظاهری (D_b)	0.012	0.118	<u>-0.363</u>	0.064	0.232	-0.005
شن خیلی درشت (VC Sand)	0.101	0.213	0.229	-0.126	0.035	-0.194
شن درشت (C Sand)	0.198	0.208	0.110	-0.027	0.016	-0.059
شن متوسط (M Sand)	0.233	0.120	-0.087	0.144	0.041	0.100
شن ریز (F Sand)	0.231	0.067	-0.139	0.163	0.023	0.118
شن خیلی ریز (VF Sand)	0.202	-0.010	-0.181	0.135	-0.095	0.230
شن (Sand)	<u>0.247</u>	0.126	-0.063	0.109	0.011	0.081
سیلت (Silt)	-0.228	-0.116	0.102	-0.148	-0.107	0.021
رس (Clay)	-0.219	-0.111	-0.008	-0.028	0.132	-0.211
کربن آلی (OC)	-0.176	-0.012	0.126	0.135	-0.505	0.018
شاخص پایداری خاکدانه (SI)	-0.079	0.057	0.134	0.198	<u>-0.603</u>	0.086
میانگین وزنی قطر خاکدانه (MWD)	-0.122	-0.180	0.010	-0.015	0.218	0.104
شاخص S (S_{gi})	0.186	-0.242	0.041	0.083	-0.104	0.015
تخلخل کل (POR_T)	-0.003	-0.143	<u>0.377</u>	-0.067	-0.004	0.161
تخلخل منافذ درشت (POR_P)	0.083	0.193	0.298	-0.160	0.099	0.182
تخلخل منافذ ریز (POR_m)	-0.086	<u>-0.306</u>	0.043	0.106	-0.136	-0.067
گنجایش هوایی کل (AC_T)	0.212	-0.110	0.243	-0.036	0.042	-0.091
گنجایش هوایی منافذ ریز (AC_m)	0.182	-0.245	0.088	0.060	-0.034	-0.216
میان قطر منافذ (D_{median})	0.225	0.130	0.127	-0.058	-0.066	0.073
مد قطر منافذ (D_{mode})	0.135	0.235	0.173	-0.132	-0.015	0.153
میانگین قطر منافذ (D_{mean})	<u>0.262</u>	0.027	0.022	0.025	-0.112	-0.049
انحراف معیار توزیع قطر منافذ (SD)	-0.157	0.252	-0.024	-0.025	-0.071	-0.279
کشیدگی توزیع قطر منافذ (Skewness)	0.192	-0.192	-0.170	0.101	-0.102	-0.112
افراشتگی توزیع قطر منافذ (Kurtosis)	0.104	-0.219	0.086	-0.032	0.077	0.111
ظرفیت مزرعه نسبی (RFC)	<u>-0.243</u>	0.091	-0.169	0.024	-0.041	0.123
آب قابل استفاده ۱۰۰ (PAW_{100})	-0.074	<u>-0.311</u>	-0.037	0.042	0.072	0.080
آب قابل استفاده ۳۳۰ (PAW_{330})	<u>-0.237</u>	0.029	-0.037	-0.013	0.030	<u>0.425</u>
دامنه رطوبتی با حداقل محدودیت ۱۰۰ ($LLWR_{100}$)	-0.027	-0.187	0.056	<u>0.407</u>	0.198	-0.104
دامنه رطوبتی با حداقل محدودیت ۳۳۰ ($LLWR_{330}$)	-0.189	0.105	0.058	0.299	0.131	0.265
گنجایش انتگرالی آب (IWC)	0.087	-0.143	0.309	0.206	0.173	0.165
انرژی انتگرالی آب قابل استفاده ۱۰۰ ($EI PAW_{100}$)	-0.210	0.147	0.159	-0.104	0.090	0.123
انرژی انتگرالی آب قابل استفاده ۳۳۰ ($EI PAW_{330}$)	-0.094	-0.095	0.288	-0.106	0.186	-0.224
انرژی انتگرالی دامنه رطوبتی با حداقل محدودیت ۱۰۰ ($EI LLWR_{100}$)	-0.077	0.201	0.164	0.371	0.095	-0.022
انرژی انتگرالی دامنه رطوبتی با حداقل محدودیت ۳۳۰ ($EI LLWR_{330}$)	-0.007	0.118	0.204	<u>0.437</u>	0.101	-0.164
انرژی انتگرالی گنجایش انتگرالی آب (EI IWC)	-0.168	0.202	0.031	0.289	0.049	-0.084

در شش مؤلفه اول جدول ۱ نشان داده شده است. در گام بعد تعداد متغیر انتخاب شده در هر مؤلفه بررسی شد. در این راستا در مؤلفه

جهت تعیین کوچک‌ترین مجموعه داده، ابتدا بزرگترین مقادیر بردارهای ویژه در هر مؤلفه انتخاب شد. این بردارها به صورت زیر خط

متغیر، تنها شش ویژگی فیزیکی خاک می‌توانند حدود ۹۰ درصد مجموع واریانس خاک‌های مورد مطالعه را توجیه نمایند. مشابه این نتیجه در خصوص تخلخل کل و آب قابل استفاده قبلاً توسط شون هولتز و همکاران (۲۴) و رینولتز و همکاران (۲۰) نیز گزارش شده است.

گوارتز و همکاران (۷) نیز در راستای تعیین کوچک‌ترین مجموعه داده‌ها برای بررسی کیفیت خاک در تناوب گندم-ذرت گزارش نمودند که چهار خصوصیت فیزیکی شامل نفوذپذیری سطحی، پایداری خاک‌دانه، رطوبت پژمردگی دائم و مقاومت فروری خاک سطحی و خصوصیات شیمیایی شامل مقادیر کربن آلی، نیتروژن، پتاسیم و روی در خاک سطحی (۵-۰ سانتی‌متر) و مقادیر کربن آلی و نیتروژن در خاک با عمق ۲۰-۵ سانتی‌متر، به‌عنوان کوچک‌ترین مجموعه داده‌ها جهت بررسی کیفیت خاک با استفاده از روش تجزیه مؤلفه‌های اصلی انتخاب شدند.

وزن ویژگی‌های فیزیکی منتخب

وزن متغیرهای کوچک‌ترین مجموعه داده حاصل از تجزیه مؤلفه‌های اصلی با استفاده از ماتریس همبستگی در جدول ۴ نشان داده شده است. همان‌گونه که مشاهده می‌شود بیش‌ترین وزن متغیر مربوط به مؤلفه اول و کم‌ترین آن مربوط به مؤلفه ششم می‌باشد.

پنجم و ششم که فقط یک متغیر در هر مؤلفه انتخاب شد، همان متغیرها به عنوان یکی از متغیرهای کوچک‌ترین مجموعه داده در نظر گرفته شدند ولی در مؤلفه‌های اول، دوم، سوم و چهارم که بیش از یک متغیر در هر مؤلفه، واجد شرایط بزرگترین مقادیر بردار ویژه در آن مؤلفه بودند، از ضریب همبستگی ساده بین متغیرهای انتخاب شده و همچنین بین این متغیرها و مؤلفه مربوطه استفاده گردید. نتایج بررسی رابطه همبستگی بین متغیرهای منتخب در مؤلفه‌های اول، دوم، سوم و چهارم و همچنین بین این متغیرها و مؤلفه مربوطه در جدول ۲ نشان داده شده است.

نتایج نشان داد که در مؤلفه‌های اول، دوم، سوم و چهارم ضریب همبستگی بسیار قوی بین متغیرهای منتخب در هر مؤلفه وجود دارد، لذا از ضریب همبستگی هر متغیر با مؤلفه مربوطه به عنوان ابزاری جهت کاهش تعداد متغیرها استفاده شد. بر این اساس، شاخص میانگین قطر منافذ، آب قابل استفاده (۱۰۰)، تخلخل کل و انرژی انتگرالی دامنه رطوبتی با حداقل محدودیت (۳۳۰) به‌ترتیب با بزرگترین ضریب همبستگی با مؤلفه‌های اول، دوم، سوم و چهارم به عنوان متغیرهای کوچک‌ترین مجموعه داده انتخاب شدند.

جدول ۳ متغیرهای کوچک‌ترین مجموعه داده بر اساس نتایج تجزیه مؤلفه‌های اصلی با استفاده از ماتریس همبستگی و مقادیر آنها را نشان می‌دهد. نتایج این بررسی نشان داد که به‌جای استفاده از ۳۵

جدول ۲- ضرائب همبستگی بین متغیرهای منتخب در مؤلفه‌های اول، دوم، سوم و چهارم و همچنین بین این متغیرها و مؤلفه اصلی مربوطه

Table 2- Correlation coefficients of selected variables in PC1, PC2, PC3 and PC4 and related principal components

	Sand	D _{mean}	RFC	PAW ₃₃₀	PC1	POR _m	PAW ₁₀₀	PC2	D _b	POR _r	PC3	LLWR ₁₀₀	EI LLWR ₃₃₀	PC4
Sand	1													
D _{mean}	0.84**	1												
RFC	-0.63**	-0.81**	1											
PAW ₃₃₀	-0.70**	-0.83**	0.85**	1										
PC1	0.89**	0.94**	-0.88**	-0.85**	1									
POR _m						1								
PAW ₁₀₀						0.69**	1							
PC2						-0.83**	-0.85**	1						
D _b									1					
POR _r									-0.87**	1				
PC3									-0.80**	0.83**	1			
LLWR ₁₀₀												1		
EI LLWR ₃₃₀												0.50*	1	
PC4												0.73**	0.79**	1

** : معنی‌دار در سطح ۱٪ * : معنی‌دار در سطح ۵٪ ^{ns} : غیرمعنی‌دار

** : significant (P < 0.01), * : significant (P < 0.05), ^{ns} : non-significant

جدول ۳- متغیرهای کوچک‌ترین مجموعه داده حاصل از تجزیه مؤلفه‌های اصلی و مقادیر آنها

Table 3- The variables of minimum data set using principle component analysis

مؤلفه اصلی (PC)	متغیر منتخب Selected variable	واحد Unit	حداکثر Max	حداقل Min	میانگین Mean
مؤلفه اول (PC1)	میانگین قطر منافذ (D mean)	μm	25.1	0.5	6.5
مؤلفه دوم (PC2)	آب قابل استفاده ۱۰۰ (PAW ₁₀₀)	cm ³ cm ⁻³	0.23	0.12	0.20
مؤلفه سوم (PC3)	تخلخل کل (POR _T)	cm ³ cm ⁻³	0.51	0.40	0.46
مؤلفه چهارم (PC4)	انرژی انتگرالی دامنه رطوبتی با حداقل محدودیت ۳۳۰ (EI LLWR ₃₃₀)	J kg ⁻¹	270	47	184
مؤلفه پنجم (PC5)	شاخص پایداری خاکدانه (SI)	%	2.61	0.76	1.30
مؤلفه ششم (PC6)	آب قابل استفاده ۳۳۰ (PAW ₃₃₀)	cm ³ cm ⁻³	0.20	0.10	0.16

جدول ۴- وزن متغیرهای کوچک‌ترین مجموعه داده حاصل از تجزیه مؤلفه‌های اصلی

Table 4- The variable weights of minimum data set using principle component analysis

مؤلفه اصلی (PC)	متغیر منتخب Selected variable	وزن Weight	درصد Percent
مؤلفه اول (PC1)	میانگین قطر منافذ (D mean)	0.41	0.37
مؤلفه دوم (PC2)	آب قابل استفاده ۱۰۰ (PAW ₁₀₀)	0.23	0.21
مؤلفه سوم (PC3)	تخلخل کل (POR _T)	0.16	0.14
مؤلفه چهارم (PC4)	انرژی انتگرالی دامنه رطوبتی با حداقل محدودیت ۳۳۰ (EI LLWR ₃₃₀)	0.10	0.09
مؤلفه پنجم (PC5)	شاخص پایداری خاکدانه (SI)	0.06	0.05
مؤلفه ششم (PC6)	آب قابل استفاده ۳۳۰ (PAW ₃₃₀)	0.04	0.03
مجموع (Sum)		1	0.89

امتیاز ویژگی‌های فیزیکی منتخب

جهت حذف واحدهای مختلف متغیرهای منتخب و بدون واحد نمودن آنها از روش امتیازدهی استفاده شد. جهت امتیازدهی متغیرهای آب قابل استفاده (۱۰۰)، تخلخل کل، شاخص پایداری خاکدانه و آب قابل استفاده (۳۳۰) از تابع صعودی (مقادیر بیشتر، بهتر)، برای متغیر انرژی انتگرالی دامنه رطوبتی با حداقل محدودیت (۳۳۰)، از تابع نزولی (مقادیر کمتر، بهتر) و برای متغیر میانگین قطر منافذ از تابع زنگوله‌ای (مقادیر بهینه، بهتر) استفاده گردید. مقدار بهینه میانگین قطر منافذ خاک بر اساس نتایج مطالعه رینولدز و همکاران (۱۹)، در دامنه ۰/۷ تا ۲ میکرومتر در نظر گرفته شد.

شکل ۱ توابع امتیازدهی متغیرها به‌عنوان نمونه برای روش دوم (دامنه ۰-۱) و جدول ۵ روابط لازم جهت محاسبه امتیاز متغیرها با استفاده از دو روش خطی را نشان می‌دهد. در جدول ۵، Xi معادل مقدار هر متغیر و Si معادل امتیاز متناظر با مقدار آن متغیر می‌باشد. رشیدی و همکاران (۱۷) نیز شاخص پایداری خاکدانه و آب قابل استفاده را به‌عنوان شاخص‌های فیزیکی، کربن آلی و کربن فعال را به‌عنوان شاخص‌های زیستی و واکنش خاک و فسفر و پتاسیم قابل استفاده را به‌عنوان شاخص‌های شیمیایی کیفیت خاک در ۱۲۰ نمونه تهیه شده از عمق ۱۰-۰ سانتی‌متری اندازه‌گیری و مقادیر هر متغیر را با استفاده از توابع امتیازدهی بین ۰ تا ۱۰۰ امتیازبندی نمودند.

شاخص کیفیت فیزیکی خاک

شاخص کیفیت فیزیکی خاک‌های مطالعه‌شده با استفاده از روابط شماره ۸ و ۹ محاسبه شد (۱۵). در رابطه ۸، متغیرهای کیفیت فیزیکی خاک دارای ارزش برابر بوده ولی در رابطه ۹ ارزش متغیرها متفاوت است.

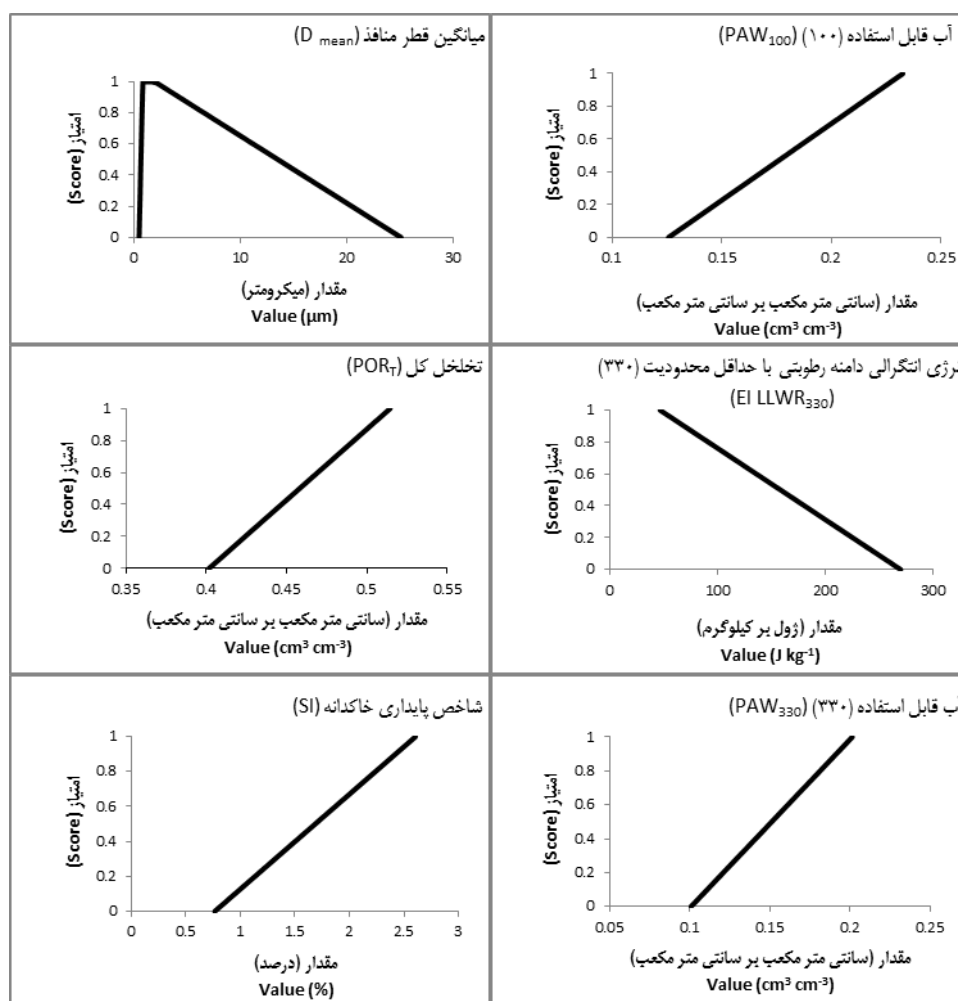
(۸)

$$SPQI = (S_{mean} + S_{PAW100} + S_{POR} + S_{EILLWR330} + S_{SI} + S_{PAW330}) / 6$$

(۹)

$$SPQI = 0.41 * S_{mean} + 0.23 * S_{PAW100} + 0.16 * S_{POR} + 0.10 * S_{EILLWR330} + 0.06 * S_{SI} + 0.04 * S_{PAW330}$$

در این روابط SPQI معادل شاخص کیفیت فیزیکی خاک و در این روابط S_{PAW100} ، S_{POR} ، $S_{EILLWR330}$ ، S_{SI} و S_{PAW330} به‌ترتیب امتیاز متغیرهای میانگین قطر منافذ، آب قابل استفاده (۱۰۰)، تخلخل کل، انرژی انتگرالی دامنه رطوبتی با حداقل محدودیت (۳۳۰)، شاخص پایداری خاکدانه و آب قابل استفاده (۳۳۰) می‌باشد. مقادیر حداکثر، حداقل و میانگین شاخص فیزیکی کیفیت ۳۰ نمونه خاک مورد مطالعه در جدول ۶ نشان داده شده است.



شکل ۱- توابع امتیازدهی متغیرهای منتخب (دامنه ۰-۱)

Figure 1- Scoring functions of selected variables (Range: 0-1)

از ۰/۷۸ کلاس یک، ۰/۶۸-۰/۷۸ کلاس دو، ۰/۵۸-۰/۶۸ کلاس سه و مقادیر شاخص کمتر از ۰/۵۸ کلاس چهار در نظر گرفتند. نتایج این مطالعه نشان داد که با در نظر گرفتن چهار کلاس کیفیت خاک، ۱۰ درصد خاک‌های مطالعه شده در کلاس یک، ۳۶/۷ درصد کلاس دو، ۳۰ درصد کلاس سه و ۲۳/۳ درصد در کلاس چهار طبقه‌بندی می‌گردند.

شاخص کیفیت فیزیکی خاک مقداری نسبی است و به‌عنوان ابزاری جهت مقایسه نمونه‌های بررسی شده کاربرد دارد. لذا نتایج ارائه شده در جدول ۶ فقط برای ۳۰ نمونه خاک مورد مطالعه با ویژگی‌های ارائه شده در جدول ۳ قابل استفاده بوده و جهت تعیین این شاخص در مطالعات مشابه، نیاز به تعیین متغیرها، امتیازدهی و محاسبات مجدد است.

مقایسه ضرایب حساسیت بین روش‌های مختلف تعیین شاخص کیفیت فیزیکی خاک در این مطالعه نشان داد که روش وزن‌دهی به متغیرهای انتخاب‌شده از طریق تجزیه مؤلفه‌های اصلی و امتیازدهی آنها با استفاده از روش دوم (دامنه ۰-۱) دارای بیش‌ترین ضریب حساسیت بوده و لذا تفاوت کیفیت فیزیکی خاک‌های مطالعه‌شده را بهتر نشان می‌دهد. بر اساس روش ذکر شده، بیش‌ترین و کم‌ترین مقدار شاخص کیفیت فیزیکی خاک در محدوده مورد مطالعه به ترتیب ۰/۸۲ و ۰/۱۲ محاسبه گردید.

کی و همکاران (۱۶) خاک‌های مختلف را بر اساس مقدار شاخص کیفیت خاک به چهار کلاس (یک بیش‌ترین کیفیت و چهار کم‌ترین کیفیت) دسته‌بندی نمودند. این محققین در روش محاسبه شاخص کیفیت خاک با استفاده از وزن‌دهی به متغیرهای انتخاب‌شده از طریق تجزیه مؤلفه‌های اصلی و امتیازدهی آنها، برای مقادیر شاخص بیشتر

جدول ۵- محاسبه امتیاز متغیرهای منتخب با استفاده از دو روش خطی در قالب سه نوع تابع امتیازدهی

Table 5- Calculation of the selected variables scores using two linear methods and three types of scoring functions

متغیر منتخب Selected variable	نوع تابع امتیازدهی Scoring function type	امتیاز Score	
		Range: 0.1-1	Range: 0 -1
میانگین قطر منافذ (D mean)	بهینه (Optimum)	$S_{mean} = 0.1 + ((X_{mean} - 0.52) / (0.70 - 0.52)) * 0.9$ $0.7 \leq D_{mean} \leq 2 \mu m$ $S_{mean} = 1$ $D_{mean} > 2 \mu m$ $S_{mean} = 1 - ((X_{mean} - 2) / (25.14 - 2)) * 0.9$	$S_{mean} = (X_{mean} - 0.52) / (0.70 - 0.52)$ $0.7 \leq D_{mean} \leq 2 \mu m$ $S_{mean} = 1$ $D_{mean} > 2 \mu m$ $S_{mean} = 1 - (X_{mean} - 2) / (25.14 - 2)$
آب قابل استفاده ۱۰۰ (PAW ₁₀₀)	بیشتر، بهتر (More is better)	$S_{PAW100} = 0.1 + ((X_{PAW100} - 0.13) / (0.23 - 0.13)) * 0.9$	$S_{PAW100} = (X_{PAW100} - 0.13) / (0.23 - 0.13)$
تخلخل کل (POR _T)	بیشتر، بهتر (More is better)	$S_{POR} = 0.1 + ((X_{POR} - 0.40) / (0.51 - 0.40)) * 0.9$	$S_{POR} = (X_{POR} - 0.40) / (0.51 - 0.40)$
انرژی انتگرالی دامنه رطوبتی با حداقل محدودیت (EI LLWR ₃₃₀) ۳۳۰	کمتر، بهتر (Less is better)	$S_{EI LLWR330} = 1 - ((X_{EI LLWR330} - 46.6) / (270.2 - 46.6)) * 0.9$	$S_{EI LLWR330} = 1 - (X_{EI LLWR330} - 46.6) / (270.2 - 46.6)$
شاخص پایداری خاکدانه (SI)	بیشتر، بهتر (More is better)	$S_{SI} = 0.1 + ((X_{SI} - 0.76) / (2.61 - 0.76)) * 0.9$	$S_{SI} = (X_{SI} - 0.76) / (2.61 - 0.76)$
آب قابل استفاده ۳۳۰ (PAW ₃₃₀)	بیشتر، بهتر (More is better)	$S_{PAW330} = 0.1 + ((X_{PAW330} - 0.10) / (0.20 - 0.10)) * 0.9$	$S_{PAW330} = (X_{PAW330} - 0.10) / (0.20 - 0.10)$

جدول ۶- مقادیر شاخص کیفیت فیزیکی خاک‌های مطالعه‌شده

Table 6- Soil physical quality index values of studied soils

روش امتیازدهی Scoring method	Range: 0.1-1		Range: 0 -1	
	وزن‌دهی Weighting	بدون وزن Unweighted	وزن‌دار Weighted	بدون وزن Unweighted
حداکثر (Max)		0.78	0.84	0.75
حداقل (Min)		0.28	0.21	0.20
میانگین (Mean)		0.58	0.67	0.54
دامنه تغییرات (Range)		0.50	0.63	0.55
ضریب حساسیت (Sensitivity)		2.87	4	3.75

خاک شامل تغییر میانگین وزنی قطر خاکدانه، شاخص (S) و ظرفیت تبادل کاتیونی خاک می‌تواند قسمت اعظم تغییرات تعداد سالی که خاک تحت کشت مداوم بوده است را توجیه نماید. گلوور و همکاران (۶) از شاخص کیفیت خاک جهت مقایسه تأثیر روش‌های مختلف مدیریت باغات سیب بر ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک استفاده نمودند. آنها گزارش نمودند که شاخص کیفیت خاک در مدیریت تلفیقی معادل ۰/۹۲ و در مدیریت رایج ۰/۷۸ بود که نشان دهنده تأثیر معنی‌دار مدیریت تلفیقی بر کیفیت خاک می‌باشد.

رومانیک و همکاران (۲۲) نیز هفده ویژگی فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک را تعیین و با استفاده از تجزیه مؤلفه‌های اصلی، تعداد پنج ویژگی را جهت محاسبه شاخص کیفیت خاک انتخاب کردند. این محققین مقادیر ویژگی‌های انتخاب‌شده را با استفاده از روش خطی، امتیازبندی نموده و با در نظر گرفتن وزن هر متغیر، شاخص کیفیت خاک را محاسبه نمودند. کی و همکاران (۱۶) معتقدند که با وجود این‌که استفاده از کل مجموعه متغیرها، منجر به حصول نتایج دقی‌تری می‌گردد، ولی محاسبه شاخص کیفیت خاک با استفاده از کوچک‌ترین مجموعه داده‌ها، صرفه‌جویی در وقت و هزینه را به دنبال دارد. آپاریسیو و کاستا (۱) نیز معتقدند که ترکیب سه شاخص کیفیت

نتیجه گیری

نتایج این پژوهش نشان داد که از بین ۳۵ ویژگی فیزیکی مطالعه شده، شش ویژگی شامل میانگین قطر منافذ، آب قابل استفاده (۱۰۰)، تخلخل کل و انرژی انتگرالی دامنه رطوبتی با حداقل محدودیت (۳۳۰)، شاخص پایداری خاکدانه و آب قابل استفاده (۳۳۰) در قالب کوچکترین مجموعه داده می‌توانند حدود ۹۰ درصد تفاوت بین خاک‌های محدوده مورد مطالعه را توجیه نمایند. لذا استفاده از کوچکترین مجموعه داده به جای کل متغیرهای بررسی شده، صرفه‌جویی در وقت و هزینه را به دنبال دارد. در این مطالعه جهت محاسبه شاخص کیفیت فیزیکی خاک از توابع امتیازدهی در راستای

منابع

حذف واحدهای مختلف شش ویژگی منتخب و اعمال وزن هر ویژگی در رابطه نهایی استفاده گردید. نتایج حاکی از آن بود که امتیازبندی متغیرها با استفاده از روش دارای دامنه امتیاز بین صفر و یک و وزن دهی آنها با استفاده از روش تجزیه مؤلفه‌های اصلی، شاخص مناسب‌تری را جهت بررسی تفاوت کیفیت فیزیکی خاک‌های مطالعه شده ارائه می‌کند. نتایج نشان داد که ۱۰ درصد خاک‌های مورد مطالعه در کلاس یک، ۳۶/۷ درصد کلاس دو، ۳۰ درصد کلاس سه و ۲۳/۳ درصد در کلاس چهار طبقه‌بندی می‌شوند. در این طبقه‌بندی خاک‌های قرار گرفته در کلاس یک بیش‌ترین و خاک‌های قرار گرفته در کلاس چهار کم‌ترین کیفیت فیزیکی را دارا می‌باشند.

1. Aparicio V., and Costa J.L. 2007. Soil quality indicators under continuous cropping systems in the Argentinean Pampas. *Soil & Tillage Research* 96: 155–165.
2. Asgarzadeh H., Mosaddeghi M.R., Mahboubi A.A., Nosrati A., and Dexter A.R. 2010. Soil water availability for plants as quantified by conventional available water, least limiting water range and integral water capacity. *Plant Soil* 335: 229–244.
3. Asgarzadeh H., Mosaddeghi M.R., Mahboubi A.A., Nosrati A., and Dexter A.R. 2011. Integral energy of conventional available water, least limiting water range and integral water capacity for better characterization of water availability and soil physical quality. *Geoderma* 166: 34–42.
4. Bhardwaj A.K., Jasrotia P., Hamilton S.K., and Robertson G.P. 2011. Ecological management of intensively cropped agro-ecosystems improves soil quality with sustained productivity. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 140: 419–429.
5. Emami H., Astaraei A.R., and Fotovat A. 2014. Evaluating the effect of organic matter on soil quality score functions. *Journal of Water and Soil* 28(3): 565–574. (in Persian with English abstract)
6. Glover J.D., Reganold J.P., and Andrews P.K. 2000. Systematic method for rating soil quality of conventional, organic, and integrated apple orchards in Washington State. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 80: 29–45.
7. Govaerts B., Sayre K.D., and Deckers J. 2006. A minimum data set for soil quality assessment of wheat and maize cropping in the highlands of Mexico. *Soil & Tillage Research* 87: 163–174.
8. Hao X., Ball B.C., Culley J.L.B., Carter M.R., and Parkin G.W. 2007. Soil density and porosity. p. 743-760. In: Carter M.R., and Gregorich E.G. (ed.) *Soil Sampling and Methods of Analysis*. 2nd ed. Canadian Society of Soil Science. Taylor and Francis.
9. Imaz M.J., Virto I., Bescansa P., Enrique A., Fernandez-Ugalde O., and Karlen D.L. 2010. Soil quality indicator response to tillage and residue management on semi-arid Mediterranean cropland. *Soil & Tillage Research* 107: 17–25.
10. Karlen D.L., Hurley E.G., Andrews S.S., Cambardella C.A., Meek D.W., Duffy M.D., and Mallarino A.P. 2006. Crop rotation effects on soil quality at three northern corn/soybean belt locations. *Agronomy Journal* 98: 484–495.
11. Kroetsch D., and Wang C. 2007. Particle size distribution. p. 713–725. In: Carter M.R., and Gregorich E.G. (ed.) *Soil Sampling and Methods of Analysis*. 2nd ed. Canadian Society of Soil Science. Taylor and Francis.
12. Larney F.J. 2007. Dry-aggregate size distribution. p. 821–831. In: Carter M.R., and Gregorich E.G. (ed.) *Soil Sampling and Methods of Analysis*. 2nd ed. Canadian Society of Soil Science. Taylor and Francis.
13. Mandal U.K., Warrington D.N., Bhardwaj A.K., Bar-Tal A., Kautzky L., Minz D., and Levy G.J. 2008. Evaluating impact of irrigation water quality on a calcareous clay soil using principal component analysis. *Geoderma* 144: 189–197.
14. Masto R.E., Chhonkar P.K., Singh D., and Patra A.K. 2007. Soil quality response to long-term nutrient and crop management on a semi-arid Inceptisol. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118: 130–142.
15. Masto R.E., Chhonkar P.K., Singh D., and Patra A.K. 2008. Alternative soil quality indices for evaluating the effect of intensive cropping, fertilization and manuring for 31 years in the semi-arid soils of India. *Environmental Monitoring and Assessment* 136: 419–435.
16. Qi Y., Darilek J.L., Huang B., Zhao Y., Sun W., and Gu Z. 2009. Evaluating soil quality indices in an agricultural region of Jiangsu Province, China. *Geoderma* 149: 325–334.
17. Rashidi M., Seilsepour M., Ranjbar I., Gholami M., and Abbassi S. 2010. Evaluation of some soil quality

- indicators in the Varamin region, Iran. *World Applied Sciences Journal* 9(1): 101–108.
18. Reynolds W.D. and Clarke Topp G. 2007. Soil water desorption and imbibition: tension and pressure techniques. p. 981-997. In: Carter M.R., and Gregorich E.G. (ed.) *Soil Sampling and Methods of Analysis*. 2nd ed. Canadian Society of Soil Science. Taylor and Francis.
19. Reynolds W.D., Drury C.F., Tan C.S., Fox C.A., and Yang X.M. 2009. Use of indicators and pore volume-function characteristics to quantify soil physical quality. *Geoderma* 152: 252–263.
20. Reynolds W.D., Drury C.F., Yang X.M., and Tan C.S. 2008. Optimal soil physical quality inferred through structural regression and parameter interactions. *Geoderma* 146: 466–474.
21. Rezaei A., Gilkes R.J., and Andrews S.S. 2006. A minimum data set for assessing soil quality in rangelands. *Geoderma* 136: 229–234.
22. Romaniuk R., Giuffré L., and Romero R. 2011. A soil quality index to evaluate the vermicompost amendments effects on soil properties. *Journal of Environmental Protection* 2: 502–510.
23. Sahebame A.A. 2002. The precise detailed study of soil and land classification of Torogh (Khorasan-Razavi) agricultural research station. Final report, 1146. Soil and Water Research Institute. (In Persian)
24. Schoenholtz S.H., Van Miegroet H., and Burger J.A. 2000. A review of chemical and physical properties as indicators of forest soil quality: challenges and opportunities. *Forest Ecology and Management* 138: 335-356.
25. Sharma K.L., Mandal U.K., Srinivas K., Vittal K.P.R., Mandal B., Kusuma J.G., and Ramesh V. 2005. Long term soil management effects on crop yields and soil quality in a dryland Alfisol. *Soil & Tillage Research* 83: 246–259.
26. Skjemstad J.O., and Baldock J.A. 2007. Total and organic carbon. p. 225–237. In: Carter M.R., and Gregorich E.G. (ed.) *Soil Sampling and Methods of Analysis*. 2nd ed. Canadian Society of Soil Science. Taylor and Francis.
27. Velasquez E., Lavelle P., and Andrade M. 2007. GISQ, a multifunctional indicator of soil quality. *Soil Biology & Biochemistry* 39: 3066–3080.
28. Zangiabadi M., Gorji Anari M., Ghalebi S., and Ramezani Moghaddam M.R. 2017. Effects of soil pore size distribution on integral energy of different soil water ranges. *Soil Research* 31(3): 463–472. (In Persian with English abstract)
29. Zangiabadi M., Gorji Anari M., Shorafa M., Keshavarz P., and Saadat. S. 2017. The relationship between integral energy (EI) of different soil moisture ranges and S-index in medium to coarse-textured soils. *Journal of Water and Soil* 31(2): 386–398. (In Persian with English abstract)
30. Zangiabadi M., Gorji Anari M., Shorafa M., Khavari Khorasani S., and Saadat. S. 2016. The relationship between integral water capacity (IWC) index and some physical properties in Khorasan-Razavi province. *Journal of Water and Soil* 30(4): 1192–1201. (In Persian with English abstract)



Determination of Soil Physical Quality Index in Medium to Coarse-textured Soils of Khorasan-Razavi Province

M. Zangiabadi^{1*} - M. Gorji² - P. Keshavarz³

Received: 23-06-2020

Accepted: 27-12-2020

Introduction: Soil quality can be considered as a comprehensive index for sustainable land management assessment. Studying the most important soil physical properties and combining them as an index of soil physical quality (SPQI) could be used as an appropriate criteria for evaluating and monitoring soil physical changes. In this regard, this study was conducted to determine the most important soil physical properties and calculate the SPQI of medium to coarse-textured soils of Khorasan-Razavi province.

Materials and Methods: Torogh Agricultural and Natural Resources Research and Education Station of Khorasan-Razavi province is located in south-east of Mashhad city (59° 37' 33"-59° 39' 10" E, 36° 12' 31"-36° 13' 56" N). Soil texture variability in this research station is one of its outstanding features. The soil textures are classified into loam, silt loam, silty clay loam, clay loam, and sandy loam. More than 90% of agricultural soils in Khorasan-Razavi province are classified in these five texture classes. Using the available data, 30 points with different soil textures and OC contents were selected. The soil samples were collected from 0-30 cm soil depth at each point. Intact soil cores (5 cm diameter by 5.3 cm length) were used for sandbox measurements, and disturbed soil samples were used to determine other properties. Required laboratory analysis and field measurements were conducted using standard methods. In this research, 35 soil physical properties as total data set (TDS) including: soil moisture release curve (SMRC) parameters, particle size distribution and five size classes of sand particles, soil bulk and particle density, dry aggregates mean weight diameter (MWD) and stability index (SI), S-index, soil porosity and air capacity, location and shape parameters of soil pore size distribution (SPSD) curves, relative field capacity (RFC), plant available water measured in matric pressure heads of 100 and 330 hPa for the field capacity (PAW₁₀₀ and PAW₃₃₀), least limiting water range measured in matric pressure heads of 100 and 330 hPa for the field capacity (LLWR₁₀₀ and LLWR₃₃₀), integral water capacity (IWC) and integral energy (EI) of different soil water ranges were measured and calculated for 30 soil samples. The most important soil physical properties were selected using principal component analysis (PCA) method by JMP (9.02) software. Selected physical properties as minimum data set (MDS) were weighted and scored using PCA results and scoring functions, respectively. In this study, three types of linear scoring functions were used. The soil physical quality index (SPQI) was calculated by two scoring and two weighting methods for each soil sample and the differences between these four SPQIs were tested by sensitivity index.

Results and Discussion: Principal component analysis results showed that among 35 soil physical properties (TDS) which were studied at this research, six properties of mean pore diameter (d_{mean}), PAW₁₀₀, total porosity (POR_T), EI LLWR₃₃₀, SI and PAW₃₃₀ accounted for about 90% of the variance between soil samples. Weight of the selected properties (MDS) was calculated by the ratio of variation in the data set explained by the PC that contributed the selected property to the total percentage of variation explained by all PCs with eigenvalue > 1. In this research, the parameters of PAW₁₀₀, total porosity (POR_T), SI and PAW₃₃₀ were scored using scoring function of more is better, EI LLWR₃₃₀ was scored using scoring function of less is better and d_{mean} was scored using scoring function of optimum by two scoring methods with score ranges of 0.1-1 and 0-1. Considering unweighted and weighted MDS and two ranges of scores, four SPQIs were calculated for each soil sample. The results showed that SPQIs which were calculated by the MDS derived from PCA method and scoring weighted MDS at the range of 0-1, had the highest sensitivity index and could represent the differences between the studied soil samples better than other SPQIs. By this method, maximum and minimum SPQI values for the studied soils were 0.82 and 0.12, respectively. SPQI is a relative comparison criterion to quantify the soil physical quality which could be applied only for the studied soils with specific characteristics.

Conclusion: The results of this research showed that minimum data set (MDS) explained about 90% of the

1 and 3- Assistant Professor and Associate Professor of Soil and Water Research Department, Khorasan-Razavi Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, AREEO, Mashhad, Iran, Respectively.

(* - Corresponding Author Email: m.zangiabadi@areeo.ac.ir)

2- Professor of Soil Science Engineering Department, University of Tehran, Karaj, Iran

DOI: 10.22067/jsw.2020.15000.0

variance between soil samples. Combining MDS into a numerical value called soil physical quality index (SPQI) could be used as a physical comparison criterion for the studied soils. From the SPQI based on the MDS indicator method, soil quality was evaluated quantitatively. Soil samples with grade I, II, III, and IV accounted for 10%, 36.7%, 30%, and 23.3% of the soil samples, respectively.

Keywords: Minimum data set, Principal component analysis, Soil quality index



مقاله پژوهشی

بررسی همدمای جذب روی و مس بر سطح اسید هومیک استخراج شده از خاک

مرجان انوشا^{۱*} - اکبر فرقانی^۲

تاریخ دریافت: ۱۳۹۹/۰۶/۲۵

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۰۹/۲۴

چکیده

عناصر مس و روی یکی از عناصر کم مصرف لازم برای رشد گیاهان است که قابلیت استفاده آن‌ها توسط بسیاری از عوامل تحت تأثیر قرار می‌گیرند. فرایندهای جذب نقش تعیین کننده بر حلالیت عناصر مذکور در محلول خاک و در نتیجه در دسترس بودن آن‌ها برای گیاهان ایفا می‌کند. اسید هومیک مهم‌ترین بخش آلی خاک بوده که دارای توانایی جذب فلزات می‌باشد. هدف از این تحقیق استخراج اسید هومیک خاک، مطالعه جذب سطحی عناصر بر سطح اسید هومیک و تعیین ضرایب جذب سطحی آن‌ها با استفاده از همدمای جذب می‌باشد. در این پژوهش ده نمونه خاک سطحی از مناطق جنگلی استان گیلان جمع‌آوری شد. اسید هومیک موجود در خاک‌ها با استفاده از محلول‌های ۰/۱ مولار NaOH و ۶ مولار HCl استخراج و با ۰/۱ مولار HCl + ۰/۳ مولار HF خالص‌سازی شد. همدمای جذب عناصر (فلزات) مس و روی با به تعادل رساندن اسید هومیک با محلول‌هایی با غلظت ۱۰، ۲۰، ۴۰، ۶۰ و ۸۰ میلی گرم بر لیتر مس و روی بترتیب از منابع CuSO₄ و ZnCl₂ در محلول زمینه ۰/۱ Ca(NO₃)₂ مولار بدست آمد. نمونه‌ها به مدت ۱۲ ساعت در pH=۵ و دمای ۲۵°C در شیکرانکوباتور تکان داده شدند، سپس نمونه‌ها سانتریفیوژ و مایع رویی از کاغذ صافی عبور داده و توسط دستگاه جذب اتمی قرائت شد. داده‌های آزمایشی بر سه مدل همدمای لانگمویر، فروندلیچ و تمکین برازش داده شدند. دقت برازش داده‌ها براساس معیارهای ارزیابی R² و RMSE نشان داد که مدل فروندلیچ جذب مس و روی را به خوبی توصیف می‌کند. با انجام مقایسه میانگین بین مقادیر حداکثر جذب محاسبه شده از مدل لانگمویر نشان داد که جذب مس بیشتر از روی است.

واژه‌های کلیدی: استخراج اسید هومیک، زمان تعادل، گروه عاملی، همدمای جذب

مقدمه

مورد نیاز گیاه از محلول خاک در اثر آبیاری یا آبخشوی جلودگی نموده و باعث می‌گردد در هنگامی که غلظت عنصر در محلول خاک کاهش می‌یابد، خاک عنصر مورد نیاز را آزاد کرده و در اختیار گیاه قرار دهد (۲۶).

نقش ماده آلی در خاک به عنوان یکی از اجزای حیاتی خاک در حاصلخیزی خاک، تولید محصول، حفاظت از زمین در برابر آلودگی هوا، تخریب، فرسایش و بیابان‌زدایی، به خصوص در مناطق خشک و نیمه‌خشک بیش از پیش برای پژوهشگران و دست‌اندرکاران کشاورزی آشکار شده است (۱۹). ماده آلی که تمام اجزای آلی خاک را دربرمی‌گیرد شامل: ۱. زیست توده موجودات زنده (حیوانات و ریزجانداران) ۲. ریشه مرده و سایر بقایای تجزیه نشده و ۳. مخلوطی از مواد آلی عمدتاً بی‌شکل کلوییدی که دیگر به صورت اندام گیاهی قابل تشخیص نمی‌باشد. دسته‌ی سوم اختصاصاً هوموس نامیده می‌شود. هوموس از مواد هومیکی و غیرهومیکی تشکیل شده است که مواد هومیکی، شامل ۸۰-۶۰ درصد هوموس خاک را تشکیل می‌دهند. مواد هومیکی از مولکول‌های عظیم با ساختمان و ترکیب متغیر تشکیل شده‌اند. این مواد دارای ساختمان حلقوی مشخص، تیره

عناصر غذایی بر اساس مقدار مورد نیاز گیاه، به دو دسته عناصر کم مصرف و پر مصرف تقسیم می‌شوند. در میان عناصر غذایی مورد نیاز گیاه، عناصر کم مصرف هر چند در مقادیر کم مورد نیاز می‌باشند اما فقدان آن‌ها می‌تواند مسائل جدی در تولید محصول و سلامتی انسان‌ها و حیوانات ایجاد کند (۱۸). مقدار عناصر غذایی کم مصرف در خاک‌های سطحی بیشترین مقدار و با عمق خاک کاهش می‌یابد. علیرغم اینکه غلظت کل عناصر کم نیاز در خاک‌ها نسبتاً بالا می‌باشد، کمبود این عناصر در تعداد زیادی از محصولات رشد کرده در خاک‌های مختلف جهان گزارش شده است (۲۱). توزیع این عناصر بین فاز جامد و محلول خاک یکی از عوامل موثر در قابلیت دسترسی آن‌ها برای گیاه است. جذب سطحی از هدر رفتن سریع عناصر غذایی

۱ و ۲- به ترتیب دانش آموخته کارشناسی ارشد و دانشیار گروه علوم خاک، دانشکده علوم کشاورزی، دانشگاه گیلان

(*)- نویسنده مسئول: Email: marjananoosha1992@gmail.com

DOI: 10.22067/jsw.2020.15023.0

رنگ و بی شکل می باشند (۳۷).

مواد هومیک بر اساس حلالیت در سه گروه شیمیایی طبقه بندی می شوند، که عبارتند از: ۱. اسید فولویک با پایین ترین وزن مولکولی، دارای رنگ روشن، محلول در اسید و باز و حساس به حمله میکروبی، ۲. اسید هومیک با وزن مولکولی (۱۰۴ تا ۱۰۶ دالتون) و رنگ متوسط، محلول در باز اما غیر محلول در اسید و با مقاومت متوسط در مقابل تجزیه ۳. هومین با بالاترین وزن مولکولی، تیره ترین رنگ، غیر محلول در اسید و باز و بسیار مقاوم به حمله میکروبی (۳۴). در این میان اسید هومیک جزء اصلی فعال هومات آلی می باشد که نقش مهمی در وضعیت خاک و رشد گیاهان ایفا می کند. این اسید دارای گروه های شیمیایی فعال مانند کربوکسیل ها، هیدروکسیل های فنل و واحدهای آروماتیکی می باشد که از تجزیه بیولوژیکی مواد آلی بقایای گیاهان و سایر جانداران به وجود می آید. این اسید آلی از نظر فیزیکی ساختمان خاک را بهبود می بخشد و ظرفیت نگهداری آب را افزایش می دهد و از طرفی به لحاظ شیمیایی به عنوان ترکیبی که عناصر غذایی را برای استفاده گیاهان جذب و نگهداری می کند، عمل می نماید (۱۷). به طور کلی اسید هومیک سه نقش کلی در جذب عناصر می تواند داشته باشد: ۱. جلوگیری از جذب عناصر بر روی سطوح کلویدی خاک با تشکیل کمپلکس با عناصر ۲. رقابت با عناصر در جذب بر مکان های سطحی ۳. افزایش جذب عناصر با تشکیل کمپلکس های فلز-لیگاند بر روی سطوح جذب کننده (۲۹). عواملی مانند منشأ و روش استخراج اسید هومیک، pH، دما، غلظت ترکیب الکترولیت زمینه میزان جذب سطحی عناصر را تحت تأثیر قرار می دهند (۴۱).

واکنش های مربوط به جذب عناصر از فاز محلول بر روی سطح جامد، کنترل کننده غلظت یون های عناصر و کمپلکس آن ها در محلول خاک بوده و بنابراین اثر مهمی بر روی جذب به وسیله گیاه و تحرک این عناصر دارند (۱۱). مطالعه واکنش های تعادلی همدمای جذب، امکان برآورد ظرفیت سطوح جاذب برای جذب مولکول های متفاوت را برای محققان فراهم می نماید. همدمای جذب سطحی، جذب یا آزاد شدن گازها، یون ها و یا مولکول ها را به وسیله سطح جذب کننده در دما و pH ثابت به صورت کمی نشان می دهند و پارامترهای آن ها بیانگر خصوصیات جذب سطحی جاذب می باشد. همدمای جذب سطحی نشان دهنده مقدار جذب شونده توسط جاذب در غلظت های تعادلی متفاوت است (۸). تحلیل نتایج آزمایش های همدمای جذب با هدف برآزش مدل های مختلف همدمای جذب، گامی موثر در تفسیر دقیق نتایج برای طراحی فرایندها و متعاقب آن افزودن به اطلاعات موجود در مکانیسم جذب است. باید توجه داشت که مطالعات تعادلی، حالت نهایی واکنش ها را نشان می دهند ولی نمی توانند سرعت واکنش ها را تفسیر کنند (۳۶). همدمای فروندلیچ در ایران به همراه مدل لانگمویر به ویژه لانگمویر دو مکانی بیشترین

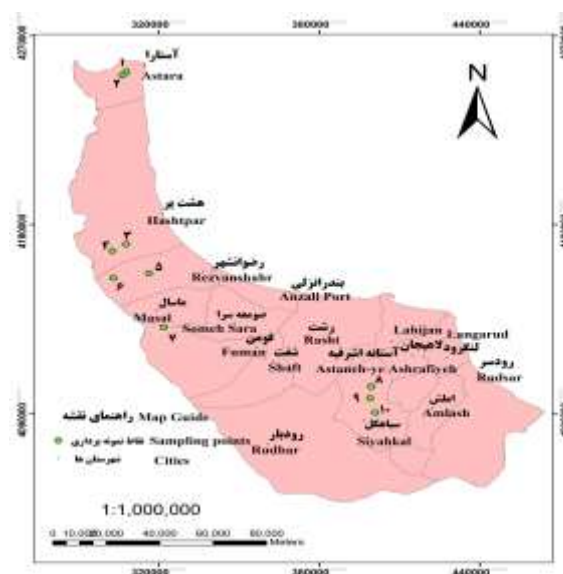
کاربرد را در تحقیقات علوم خاک داشته است. مطالعات همدماها و برآزش آن ها در ایران عمدتاً به منظور اهداف ذیل انجام گرفته است: (۳۳). الف) جذب و واجذب عناصر غذایی با هدف بررسی رفتار و سرنوشت کودها در خاک ها ب) بررسی واکنش ها و رفتارهای جذبی فلزات سنگین در تحقیقات آلاینده های محیط زیست ج) بررسی زمان ماندگاری و مقدار جذب و واجذب سموم و کودها د) تحقیقات شوری خاک و تبادلات کاتیونی.

علی رغم پژوهش هایی که درمورد اسید هومیک در نقاط مختلف صورت گرفته اما استخراج اسید هومیک از خاک های استان گیلان و مطالعه روی این جاذب طبیعی بسیار محدود بوده است. هدف از این تحقیق استخراج اسید هومیک خاک، مطالعه جذب سطحی فلزات بر سطح اسید هومیک و تعیین ضرایب جذب سطحی آن ها با استفاده از همدماهای جذب است زیرا اسید هومیک می تواند به عنوان مخزن عناصر غذایی برای گیاهان عمل کند.

مواد و روش ها

نمونه برداری و تعیین ویژگی های فیزیکی و شیمیایی: در این پژوهش، ۱۰ نمونه خاک سطحی (۲۰-۰ سانتی متر) از جنگل های پهن برگ استان گیلان انتخاب شد. در زمان نمونه برداری مختصات نمونه برداری با استفاده از دستگاه موقعیت یاب جغرافیایی^۱ (GPS) تعیین شد (شکل ۱). نمونه های خاک پس از هوا خشک شدن و گذراندن از الک ۲ میلی متری، ویژگی های فیزیکی و شیمیایی آن ها از جمله بافت خاک با روش هیدرومتری (۱۴)، pH خاک در سوسپانسیون خاک به آب ۱:۲/۵، هدایت الکتریکی (EC) خاک در عصاره گل اشباع خاک، کربن آلی با روش والکلی- بلک (۲۸) مورد ارزیابی قرار گرفت (جدول ۱)

استخراج اسید هومیک: استخراج، جداسازی و خالص سازی اسید هومیک از خاک به روش پیشنهادی تن (۳۹) انجام گرفت. به ۱۰ گرم از خاک ۵۰ میلی لیتر محلول سود ۰/۱ مولار اضافه شد تا نسبت خاک به محلول برابر ۱ به ۵ شود. سوسپانسیون به مدت ۲۴ ساعت تکان داده شد و سپس به مدت ۱۵ دقیقه با ۱۰۰۰۰ دور در دقیقه سانتریفیوژ شد. محلول رویی در ظرفی نگهداری شد. خاک باقی مانده با آب مقطر شستشو داده شد و به محلول رویی پیشین افزوده شد. محلول رویی مرکب حاوی مواد هومیک، مجدداً به مدت ۱۵ دقیقه با ۱۰۰۰۰ دور در دقیقه سانتریفیوژ شد تا از حذف کامل رس های کلوئیدی اطمینان حاصل گردد.



شکل ۱- موقعیت نقاط نمونه برداری در استان گیلان
Figure 1- Location of sampling points in Guilan province

جدول ۱- برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی نمونه‌های مطالعه شده
Table 1- Selected Physical and chemical properties of samples studied

شماره Number	منطقه Zone	pH	هدایت الکتریکی EC(dS/m)	کربن آلی OC (%)	ماده آلی OM (%)	شن Sand (%)	سیلت Silt (%)	رس Clay (%)
1	آستارا ۱ (Astara1)	6.16	0.17	3.12	5.38	47	35	18
2	آستارا ۲ (Astara2)	6.33	0.13	2.73	4.71	61.5	25.3	13.2
3	تالش ۱ (Talesh1)	5.68	0.17	6.63	11.43	43	30	27
4	تالش ۲ (Talesh2)	5.75	0.15	5.85	10.08	53.5	28.7	17.8
5	رضوانشهر ۱ (Rezvanshahr1)	6.71	0.35	1.56	2.69	61.5	27.8	10.7
6	رضوانشهر ۲ (Rezvanshahr2)	5.76	0.14	2.34	4.04	66.5	22.8	10.7
7	ماسال (Masal)	7.17	0.22	4.68	8.07	27.1	37.9	35
8	سیاهکل ۱ (Siyahkal1)	6.4	0.19	2.73	4.71	61.4	26.8	11.8
9	سیاهکل ۲ (Siyahkal2)	6.03	0.14	6.24	10.76	35.3	34.8	29.9
10	سیاهکل ۳ (Siyahkal3)	5.66	0.18	5.07	8.24	44.8	30.7	24.5

هومیک) از محلول رویی (اسید فولویک) جدا شد. به منظور خالص سازی اسید هومیک، رسوب اسید هومیک خام بدست آمده با سود ۰/۱ مولار حل شده و سانتریفیوژ شد. بخش نامحلول دور ریخته شد و

پس از رسوب کردن جامدات معلق، محلول رویی جدا و به آن اسید کلریدریک اضافه شد تا pH آن به ۲ کاهش یابد. سوسپانسیون به مدت ۵ الی ۱۰ دقیقه با همان دور سانتریفیوژ و رسوب (اسید

جذب محلول‌های رقیق) ۳ میلی گرم از هر نمونه اسید هومیک در ۱۰ میلی لیتر بافر بی کربنات سدیم ۰/۰۵ مولار حل شد و به مدت ۴ ساعت در دمای آزمایشگاه نگهداری تا به تعادل رسید، سپس برای تعیین این نسبت میزان جذب در طول موج‌های ۴۶۵ و ۶۶۵ نانومتر با دستگاه اسپکتروفتومتر اندازه‌گیری شد (۷).

هوموفیکاسیون (هوموسی شدن) مواد آلی بعنوان یک شاخص مناسب برای ارزیابی پایداری مواد آلی در نظر گرفته شده است. این شاخص با استفاده از رابطه ۳ محاسبه شد (۴):

$$HI = (HA/OC) \times 100 \quad (۳)$$

HA مقدار اسید هومیک برحسب درصد، OC مقدار کربن آلی برحسب درصد و HI شاخص هومیفیکاسیون است.

آزمایش‌های جذب سطحی: ابتدا به منظور تعیین زمان برقراری تعادل جذب، ۲۵۰ میلی گرم اسید هومیک استخراج شده از خاک به داخل لوله‌های سانتریفیوژ ۵۰ میلی لیتری ریخته شد. سپس ۲۵ میلی لیتر محلول زمینه ۰/۰۱ مولار نیترات کلسیم که حاوی غلظت ۱۰ میلی گرم مس در لیتر از منبع سولفات مس بود اضافه شد. لوله‌ها برای مدت زمان‌های ۱، ۳، ۶، ۱۲، ۲۴ و ۴۸ ساعت تا حصول حالت تعادل در دمای ۲۵ درجه سانتی‌گراد در شیکر انکوباتور بطور متناوب تکان داده شده و سپس سانتریفیوژ شد. مایع رویی از کاغذ صافی گزارنده و غلظت مس در عصاره‌ها توسط دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری شد. مقدار عنصر جذب شده از رابطه ۴ بدست آمد. بدین ترتیب زمان واکنش اسید هومیک با Cu^{2+} تعیین شد که در مورد سایر یون‌های دو ظرفیتی نیز صدق می‌کند (۲۲).

$$q_e = \frac{(C_i - C_e) \times V}{m} \quad (۴)$$

در q_e ، C_e ، C_i و V به ترتیب معادل مقدار ماده جذب شده بر حسب میلی گرم بر گرم، غلظت اولیه برحسب میلی گرم بر لیتر، غلظت تعادلی برحسب میلی گرم بر لیتر، حجم محلول برحسب لیتر و جرم ماده برحسب گرم است.

برای تهیه همدمای جذبی اسید هومیک، با استفاده از ترکیب کلرید روی محلول‌هایی با غلظت ۱۰، ۲۰، ۴۰، ۶۰ و ۸۰ میلی گرم روی بر لیتر و نیز با استفاده از ترکیب سولفات مس، محلول‌هایی با غلظت‌های مذکور در محلول زمینه نیترات کلسیم ۰/۰۱ مولار (برای ثابت نگه داشتن قدرت یونی) تهیه شد و به ۲۵۰ میلی گرم اسید هومیک اضافه گردید. نمونه‌ها به مدت ۱۲ ساعت (بر اساس آزمایش‌های مرحله قبل زمان تعادل ۱۲ ساعت انتخاب شد) در $pH = 5$ و دمای ۲۵ درجه سانتی‌گراد در شیکر انکوباتور تکان داده شدند سپس نمونه‌ها سانتریفیوژ و مایع رویی از کاغذ صافی عبور داده شدند (۳۰). غلظت هر عنصر در محلول رویی به وسیله دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری شد. مقدار عنصر جذب شده توسط اسید هومیک طبق رابطه ۴ از تفاوت غلظت عنصر در محلول اولیه و محلول تعادلی

بخش محلول برای رسیدن تا pH برابر ۲ اسیدی شد. پس از اسیدی شدن، رسوب از محلول به وسیله سانتریفیوژ کردن به مدت ۵ دقیقه با ۱۰۰۰۰ دور در دقیقه جدا شد. برای کاهش درصد خاکستر و سیلیس اسید هومیک، به رسوب محلول ۰/۱ مولار $HCl + ۰/۳$ مولار HF (۵ میلی لیتر $HCl + ۵$ میلی لیتر $HF + ۹۹۰$ میلی لیتر آب مقطر) اضافه و پس از تکان دادن و سانتریفیوژ مخلوط HCl و HF دور ریخته شد. رسوب اسید هومیک به طور کامل با آب مقطر شسته، سانتریفیوژ و آب شستشو دور ریخته شد.

تعیین شاخص‌های کمی و کیفی اسید هومیک استخراج شده: به منظور تعیین مقادیر گروه‌های عاملی، اسید هومیک از رزین تبادل کاتیونی (Dowex 50W X8) عبور داده شد تا از اشباع همهی سایت‌های تبدالی اسید هومیک از یون هیدروژن اطمینان حاصل شود. برای تهیه اسیدیته کل، یعنی مجموع گروه‌های کربوکسیلی و هیدروکسیل فنلی، ۸۰ میلی گرم اسید هومیک پودری توزین، ۲۰ میلی لیتر هیدروکسید باریم ۰/۱ مولار به آن اضافه شد. هوای داخل ظرف حاوی سوسپانسیون به وسیله گاز نیتروژن خارج و ظرف از گاز نیتروژن پر شد. برای تهیه نمونه شاهد همه مراحل فوق به استثنای افزودن اسید هومیک، انجام گرفت. نمونه‌ها به مدت ۲۴ ساعت تکان داده شد. سپس محلول‌ها از کاغذ صافی عبور داده شد. مواد باقی مانده بر کاغذ صافی با آب مقطر عاری از دی‌اکسید کربن (آب جوشانده شده) شستشو داده شد. در نهایت، محلول زیر کاغذ صافی به وسیله HCl استاندارد ۰/۵ مولار تا رسیدن pH به ۸/۴ تیتیر شد و مقدار اسیدیته کل از رابطه زیر محاسبه شد (۳۸):

$$اسیدیته \text{ کل } (mmol/g) = \frac{(V_{شاهد} - V_{نمونه}) \times M_{اسید}}{W_{نمونه}} \quad (۱)$$

به منظور تهیه گروه‌های کربوکسیلی، ۸۰ میلی گرم اسید هومیک پودری اشباع از هیدروژن توزین، ۱۰ میلی لیتر استات کلسیم ۰/۵ مولار و ۴۰ میلی لیتر آب مقطر عاری از دی‌اکسید کربن به آن اضافه شد بقیه مراحل مانند تعیین اسیدیته کل بود با این تفاوت که در مرحله نهایی محلول زیر کاغذ صافی به وسیله $NaOH$ استاندارد ۰/۱ مولار تا رسیدن pH به ۹/۸ تیتیر شد و مقدار گروه‌های کربوکسیل مطابق رابطه زیر محاسبه شد (۳۸):

$$گروه \text{ کربوکسیلی } (mmol/g) = \frac{(V_{شاهد} - V_{نمونه}) \times M_{اسید}}{W_{نمونه}} \quad (۲)$$

نمونه V ، شاهد V ، $M_{اسید}$ ، $M_{باز}$ و W به ترتیب معادل حجم اسید یا باز استاندارد مصرفی برای نمونه (برحسب میلی لیتر)، حجم اسید یا باز استاندارد مصرفی برای شاهد، مولاریته اسید کلریدریک استاندارد، مولاریته سود استاندارد و جرم اسید هومیک خشک (برحسب گرم) می‌باشند. مقدار گروه‌های هیدروکسیل فنلی از تفاوت مقدار گروه‌های کربوکسیلی و اسیدیته کل نیز محاسبه شد.

برای اندازه‌گیری نسبت اسپتروفتومتری E_4/E_6 (چگالی نوری یا

صفر نزدیک می‌شود (۲۰). معادله اصلی فروندلیچ به شکل زیر می‌باشد:

$$q_e = K_f C_e^{\frac{1}{n}} \quad (7)$$

که در آن q_e غلظت ماده جذب شونده در فاز جامد بر حسب (mg/g)، K_f فاکتور ظرفیت فروندلیچ، C_e غلظت تعادلی نهایی ماده جذب شونده بعد از برقراری تعادل بر حسب (mg/L)، و n پارامتر شدت فروندلیچ. مقادیر $\frac{1}{n}$ نزدیک به یک نشان دهنده فرآیند جذب مطلوب خواهد بود (۹). شکل خطی معادله فروندلیچ به صورت زیر نوشته می‌شود:

$$\text{Log } q_e = \text{Log } K_f + \frac{1}{n} \text{Log } C_e \quad (8)$$

جایگذاری غالباً مناسب داده‌های جذب سطحی در این معادله بدون شک عدم حساسیت ترسیم لگاریتم-لگاریتم و به وسیله انعطاف‌پذیری بیشتری که توسط جای گرفتن دو ثابت تجربی n و K_f که در منحنی معادله فروندلیچ موجود است، تحت تأثیر قرار می‌گیرند. مدل جذب سطحی تمکین: همدمای تمکین اولین مدلی بود که قادر به توصیف جذب هیدروژن بر روی الکترودهای پلاتین در محلول‌های اسیدی بود. این همدمای به طور واضح روابط جذب شونده و جذب کننده را بیان می‌کند. با کنار گذاشتن مقادیر غلظت‌های خیلی زیاد و خیلی کم، مدل فرض می‌کند که گرمای جذب سطحی تمامی مولکول‌ها در لایه جذبی به شکل خطی کاهش می‌یابد. براساس این معادله جذب به صورت شیمیایی انجام می‌شود. در این همدمای مقدار ماده‌ی جذب شده با لگاریتم فشار جذب شونده متناسب است (۴۰).

این رابطه برای جذب مایعات بصورت زیر بیان می‌شود:

$$q_e = \frac{RT}{b} \text{Ln} A + \frac{RT}{b} \text{Ln } C_e \quad (9)$$

T دمای مطلق بر حسب کلون، R ثابت عمومی گازها (J/mol.k)، A ثابت پیوند تعادلی تمکین، b ثابت تمکین و یا فرم دیگر معادله به شکل زیر می‌باشد.

$$q_e = k_1 \text{Ln} C_e + k_2 \quad (10)$$

K_1 ثابت تمکین، K_2 ثابت پیوند (حداکثر انرژی پیوند را نشان می‌دهد).

تجزیه و تحلیل داده‌ها

داده‌های به دست آمده از جذب عناصر با استفاده از فرم خطی مدل‌های لانگمویر، فروندلیچ و تمکین در نرم افزار Excel2013 برآزش داده شد. بدین ترتیب ثابت‌های مدل‌ها، ضریب تشخیص و مجذور میانگین مربعات خطا به دست آمد. سپس با استفاده از نرم افزار spss با انجام مقایسه میانگین براساس ضریب تشخیص و مجذور میانگین مربعات خطا، مدل یا مدل‌هایی که قادر به توصیف مناسب‌تر جذب عناصر بودند انتخاب شد.

محاسبه شدند و به معادلات همدمای برآزش داده شدند.

برآزش داده‌های جذب سطحی به مدل‌های تجربی: از مدل‌های تجربی مختلفی می‌توان جهت برآزش داده‌های جذب استفاده نمود که ازجمله پرکاربردترین آنها مدل‌های جذب سطحی لانگمویر، فروندلیچ و ... می‌باشند.

مدل جذب سطحی لانگمویر: این مدل اساساً برای توصیف جذب سطحی فاز گاز بر روی جامد کربن فعال توسعه یافته است و از قدیم نیز برای کمی کردن و سنجش اختلاف کارکرد جاذب‌های زیستی کاربرد داشته است (۲۷). برای فرمولاسیون معادله، این مدل تجربی جذب سطحی را تک لایه فرض می‌کند و جذب می‌تواند در مکان‌های متمرکز و معین و در تعداد محدودی اتفاق بیافتد که مشخص و هم ارز بوده و بدون تعامل جانبی و تداخل فضایی بین مولکول‌های جذب سطحی شده (حتی در مکان‌های مجاور) می‌باشد (۴۲).

معادله اصلی لانگمویر به صورت زیر تعریف می‌شود:

$$q_e = \frac{K_L C_e b}{1 + K_L C_e} \quad (5)$$

q_e غلظت ماده جذب شونده در فاز جامد بر حسب (mg/L)، b حداکثر جذب تک لایه‌ای بر حسب (mg/g)، C_e غلظت تعادلی نهایی ماده جذب شونده بعد از برقراری تعادل بر حسب (mg/L)، K_L ثابت لانگمویر

شکل خطی معادله لانگمویر به صورت زیر است:

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{K_L b} + \frac{C_e}{b} \quad (6)$$

یک امتیاز در کاربرد معادله لانگمویر برای توصیف جذب سطحی این است که محدوده پایان یافتنی را در جذب سطحی بر روی دسته‌ای معین از مکان‌هایی که با ملاک‌های مدل لانگمویر سازش دارند، تعریف می‌کند.

مدل جذب سطحی فروندلیچ: همدمای فروندلیچ (۱۳) به عنوان اولین رابطه توصیف کننده جذب سطحی غیر ایده آل و برگشت پذیر و همچنین غیر محدود به تک لایه شناخته شده است. این مدل تجربی می‌تواند جذب سطحی چند لایه با توزیع غیر یکنواخت گرمای جذب و شدت جذب را بر روی سطح غیر همگن توضیح دهد (۱). از نظر فروندلیچ، مقدار جذب شده مجموعه‌ای از جذب سطحی در تمامی مکان‌هاست (هر پیوند انرژی‌دار)؛ به طوری که در ابتدا مکان‌های پیوندی قوی‌تر اشغال می‌شود و انرژی جذب سطحی تا تکمیل شدن فرآیند جذب سطحی به صورت نمایی کاهش می‌یابد (۴۷).

شیب معادله خطی شده همدمای فروندلیچ $\left(\frac{1}{n}\right)$ بین صفر تا ۱ تغییر می‌کند که به عنوان معیار سنجش شدت جذب سطحی و غیر همگنی سطح بوده و با افزایش شدت غیر همگنی این مقدار به عدد

جدول ۲- برخی ویژگی‌های اسید هومیک استخراج شده
Table 2- Selected properties of extracted humic acid

شماره Number	منطقه Zone	اسید هومیک Humic Acid (mg/g)	کربوکسیل COOH (mmol/g)	هیدروکسید فنلی Phenolic OH (mmol/g)	اسیدیته کل Total acidity (mmol/g)	شاخص هوموسی شدن Humification Index (%)	نسبت اسپکترومتری E4/E6 ratio
1	آستارا ۱ (Astara1)	8.5	3.50	5.87	9.37	27.30	5.14
2	آستارا ۲ (Astara2)	8.9	2.68	4.81	7.49	32.60	4.96
3	تالش ۱ (Talesh1)	35.8	2.87	2.75	5.62	53.99	4.10
4	تالش ۲ (Talesh2)	34.4	2.87	4.62	7.49	58.8	4.00
5	رضوانشهر ۱ (Rezvanshahr1)	5.5	3.62	3.25	6.87	15.66	5.43
6	رضوانشهر ۲ (Rezvanshahr2)	3.9	2.25	6.25	8.50	17.00	4.66
7	ماسال (Masal)	4.9	3.75	6.25	10.00	10.57	5.93
8	سیاهکل ۱ (Siyahkal1)	4.6	3.00	5.75	8.75	16.84	4.98
9	سیاهکل ۲ (Siyahkal2)	26.9	2.75	2.87	5.62	43.11	4.32
10	سیاهکل ۳ (Siyahkal3)	20.6	3.25	6.12	9.37	40.63	5.01

جهت مقایسه میانگین بین تیمارها از آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح احتمال ۰/۰۵ استفاده شد.

نتایج و بحث

ویژگی‌های شیمیایی اسید هومیک: در این بررسی، پس از استخراج اسید هومیک از خاک‌های جنگلی استان گیلان که زیر پوشش درختان پهن برگ قرار داشت برخی ویژگی‌های کمی و کیفی آن مورد آزمایش، تجزیه و تحلیل قرار گرفت که در جدول ۲ آورده شده است.

کیفیت اسید هومیک را با توجه به شاخص‌هایی مانند اسیدیته کل، گروه‌های هیدروکسیل فنلی، کربوکسیلی و ... ارزیابی می‌کنند. هرچه این نسبت‌ها بیشتر باشد در واقع اسید هومیک استخراج شده دارای درجه اشباع و واکنش پذیری بالاتری می‌باشند. که در این صورت عملکرد بالاتری برای رهاسازی عناصر غذایی مورد نیاز گیاه داشته و در نهایت باعث افزایش رشد گیاه می‌شود. در طی تحقیقی عزیزی و جعفری صیادی (۵) گزارش کردند مقدار اسیدهای هومیکی به طور نسبی کم و به طور عمومی بین ۱۶/۸۱۸-۰/۵۶۳ میلی گرم بر گرم خاک تغییر نشان می‌دهد که با یافته‌های این پژوهش مطابقت دارد.

در محیط اسیدی گروه‌های کربوکسیلی و هیدروکسیل فنلی پروتونه شده و بار منفی مولکول را کم می‌کنند و بطبع آن دافعه الکتروستاتیکی بین مولکولی نیز کم شده و اسید هومیک رسوب می‌کند (۴۳). میزان گروه کربوکسیلی اسید هومیک (حدود ۴۰ درصد اسیدیته کل) کمتر از میزان هیدروکسیل فنلی (حدود ۶۰ درصد اسیدیته کل) است. زیرا گروه‌های فنلی در مراحل اولیه تجزیه مواد هومیکی به وفور یافت می‌شوند (۴۶). با توجه به این که خاک‌های استفاده شده برای استخراج اسید هومیک در این بررسی زیر پوشش درختان پهن برگ قرار داشت و ورود مداوم مواد آلی به آن (ریزش برگ‌ها) سال‌ها به طول انجامیده و با توجه به پایین بودن دمای خاک در بخشی از سال می‌توان بیان کرد حداقل بخش قابل توجهی از مواد آلی این خاک‌ها در مراحل اولیه یا میانی هوموسی شدن قرار دارند و به همین دلیل نسبت گروه‌های هیدروکسیل فنلی به گروه‌های کربوکسیلی در اسید هومیک استخراج شده از آن بالاست. بین نسبت E4/E6 و شاخص هوموسی شدن نسبت معکوس مشاهده گردید. همانگونه که کونونوا (۲۵) گزارش کرد که مقدار پایین نسبت E4/E6 نشان‌دهنده درجه بالایی از تراکم ترکیبات آروماتیکی است. درحالی که مقدار بالای این نسبت بیانگر حضور ساختارهای آلیفاتیک، مقدار کم کربن آروماتیک و متوسط وزن مولکولی کم که احتمالاً یک دوره

سطح یک درصد همبستگی معنی‌دار و مثبتی مشاهده شد. مسلماً در صورت افزایش ماده آلی در خاک مقدار اجزا آن و هوموس نیز افزایش خواهند یافت (۱۶). بین کربن آلی و نسبت E_4/E_6 همبستگی معنی‌دار ولی منفی در سطح پنج درصد وجود دارد. همان‌گونه که چن و همکاران (۱۰) بین نسبت E_4/E_6 و درصد کربن در سطح پنج درصد ضریب همبستگی -0.73 را به دست آوردند. همبستگی معنی‌داری بین کربن آلی و گروه‌های عاملی مشاهده شد ولی بین اجزای بافت خاک و ویژگی‌های کمی و کیفی اسید هومیک (به جز بخش سیلت با گروه کربوکسیلی در سطح پنج درصد) هیچ همبستگی مشاهده نگردید.

نتایج آزمایش‌های جذب سطحی

تعیین زمان تعادل: شکل ۲ تأثیر زمان تماس بر مقدار جذب فلز مس در ۱۰ نمونه اسید هومیک استخراج شده از خاک را نشان می‌دهد. با افزایش زمان تماس، مقدار جذب مس از محلول افزایش می‌یابد. در زمان‌های اولیه شدت جذب بالا بوده ولی با گذشت زمان تغییرات آهسته می‌شوند تا سرانجام به یک مقدار ثابت می‌رسد که به آن زمان تعادل گویند. بنابراین، زمان تعادل برای جذب مس در اکثر نمونه‌های اسید هومیک زمان ۱۲ ساعت انتخاب شد که این زمان برای فلز روی نیز صدق می‌کند.

کوتاه از هوموسی شدن (هومیفیکاسیون) بوده است (۳). مطالعه هومیفیکاسیون به منظور ارزیابی و شناخت تحولات مواد آلی انجام می‌شود. تغییرات هومیفیکاسیون و ثبات ماده آلی در خاک معمولاً توسط نسبت‌هایی که شاخص‌های ثبات (به عنوان معیارهای کیفیت برای محصول نهایی) نامیده می‌شود ارزیابی می‌گردد (۲، ۴ و ۳۵). لذا طبق پارامترهای بررسی شده خاک‌هایی که از شاخص هوموفیکاسیون پایینی برخوردار هستند، احتمالاً می‌تواند به درجه اکسیداسیون بالا و وجود ترکیبات دارای فعالیت شیمیایی زیاد در ساختار این ماده ارتباط داشته باشد که سبب کاهش پایداری و درجه اشباعیت این منبع می‌شود (۲۶ و ۶).

نتایج تجزیه و تحلیل همبستگی: در این پژوهش، همبستگی بین ویژگی‌های خاک با ویژگی‌های اسید هومیک مورد بررسی قرار گرفت (جدول ۳). با توجه به ضرایب پیرسون (r) همبستگی معنی‌داری میان مقدار اسید هومیک استخراج شده با pH و ماده آلی خاک مشاهده شد. رستگاری و همکاران (۲۲) نیز اثر مقدار اسید هومیک ماده آلی در خاک رسی کائولین را مورد بررسی قرار دادند که با افزودن اسید هومیک به خاک pH از ۵/۵ به ۵/۸ افزایش یافت. که با نتایج این پژوهش هماهنگی دارد. بین pH خاک و گروه‌های عاملی در سطح پنج درصد همبستگی معنی‌داری مشاهده شد. کزندورف و همکاران (۲۴) نیز مشاهده کردند که گروه‌های عاملی اکسیژن‌دار مثل کربوکسیلیک اسید و هیدروکسید می‌تواند pH خاک را افزایش دهد. بین کربن آلی با مقدار اسید هومیک استخراج شده ($r = 0.88$) در

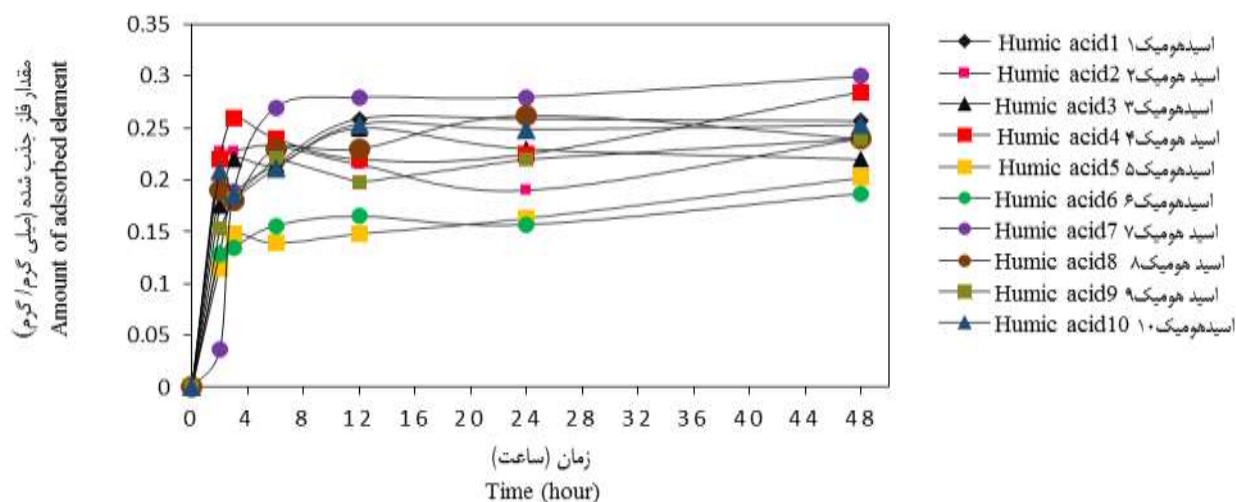
جدول ۳- ضرایب همبستگی پیرسون بین ویژگی‌های فیزیکی - شیمیایی خاک‌ها و ویژگی‌های اسید هومیک‌ها

Table 3- Pearsons correlation coefficients between soils physico-chemical properties and humic acids properties

نسبت اسپکترومتری E4/E6 ratio	اسیدیته کل Total acidity	هیدروکسیل فنلی Phenolic OH	کربوکسیل COOH	Humic acid value مقدار اسید هومیک	خصوصیات خاک Soil Properties
0.829**	0.567*	0.552*	0.647*	0.640*	pH
0.565*	0.028	-0.199	0.696*	-0.349	هدایت الکتریکی (EC)
-0.560*	0.684*	0.662*	0.704*	0.880**	کربن آلی (OC)
-0.144	-0.050	0.059	-0.454	-0.343	شن (Sand)
0.306	0.177	-0.023	0.655*	0.158	سیلت (Silt)
0.048	-0.022	-0.128	0.317	0.423	رس (Clay)

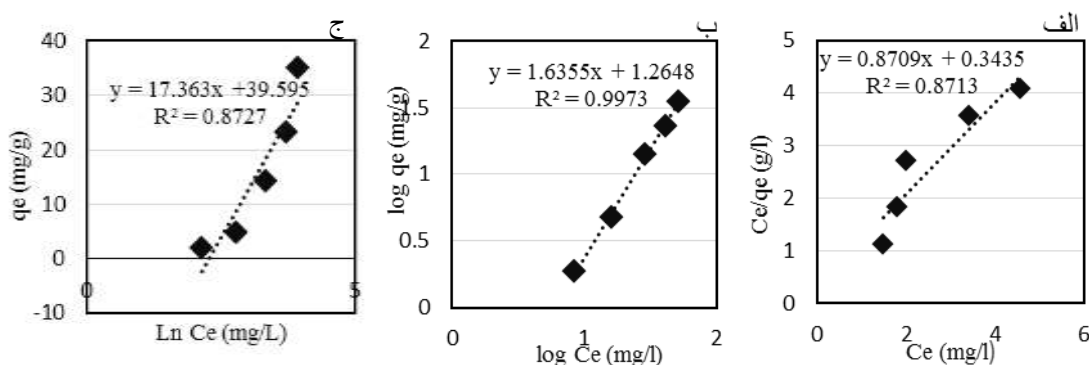
** معنی‌دار در سطح ۰/۰۱ ، * معنی‌دار در سطح ۰/۰۵

**Significance at a level of 0.01, * Significance at a level of 0.05



شکل ۲- تغییرات زمانی جذب مس بر اسید هومیک خاک

Figure 2- Time changes of copper adsorption on soil humic acid



شکل ۳- برازش مدل‌های همدمای جذب بر اسید هومیک الف) مدل لانگمویر ب) مدل فروندلیچ ج) مدل تمکین

Figure 3-The fitting of the adsorption models on humic acid A) Langmuir model B) Freundlich model C) Tarnopkin model

مدل‌هایی که ضریب تشخیص بالا و مجذور میانگین مربعات خطای کم داشته باشند دقت بالایی داشته و جذب فلز توسط اسید هومیک را بهتر توصیف می‌کنند. ضرایب تشخیص و مجذور میانگین مربعات خطا برای مدل‌های همدمای لانگمویر، فروندلیچ و تمکین در جدول ۴ آمده است. انجام مقایسه میانگین بین مقادیر ضریب تشخیص و مجذور میانگین مربعات خطای حاصل از سه مدل همدمای جذب سطحی، نشان داد که اگرچه ممکن است برخی فرآیندهای جذب با بیش از یک مدل توصیف شوند اما مدل فروندلیچ در مقایسه با دو مدل دیگر در جذب فلزات مذکور بر سطح اسید هومیک تطابق بهتری دارد (شکل ۴ و ۵). در تحقیقات انجام شده از جمله جین و رام (۲۳) در توصیف جذب سطحی فلز روی از معادله فروندلیچ استفاده نمودند. قاسمی فسائی و همکاران (۱۵) نیز نشان دادند که جذب مس با همدمای لانگمویر و فروندلیچ در هر دو خاک اسیدی و قلیایی مطابقت دارد.

برآورد مدل‌های همدمای جذب سطحی: برای بررسی آزمایش‌ها، ارزیابی تئوری داده‌های جذب، قابل تفسیر کردن و نتیجه‌گیری از آن‌ها، نتایج حاصل از انجام آزمایش‌های جذب روی و مس توسط همدمای مختلف از جمله مدل لانگمویر (معادله ۶)، فروندلیچ (معادله ۸) و تمکین (معادله ۱۰) مورد برازش قرار گرفت. طبق شکل ۳ (الف، ب و ج) نتایج برازش هر سه مدل به عنوان نمونه بر یک نوع خاک آورده شده است.

میزان انطباق داده‌های اندازه‌گیری شده و برآورد شده توسط مدل‌ها با استفاده از ضرایب تشخیص (R^2) و مجذور میانگین مربعات خطا (RMSE) ارزیابی شد؛ که در آن q_e و q_c بترتیب مقادیر اندازه‌گیری شده و برآورد شده توسط مدل و n تعداد اندازه‌گیری‌هاست. بهترین مدل، مدلی است که کمترین مجذور میانگین مربعات خطا (RMSE) داشته و به علاوه دارای ضریب تشخیص (R^2) نزدیک به یک باشد.

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (q_e - q_c)^2}{n}} \quad (11)$$

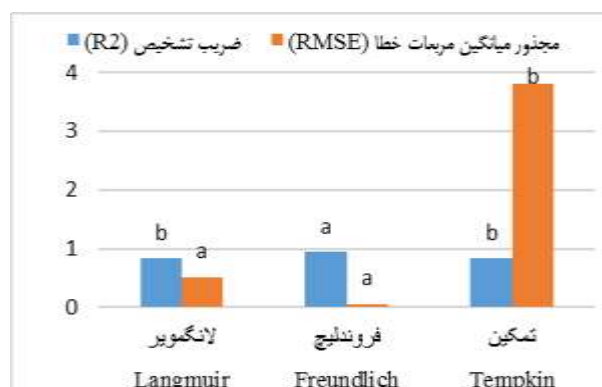
جدول ۴- ضرایب تشخیص و مجذور میانگین مربعات خطا برای مدل‌های همدمای استفاده شده

Table 4- Coefficients of determination and roots of mean squared error for isotherm models used

شماره Number	فلزات metals	مدل لانگمویر Langmuir model		مدل فروندلیچ Freunlich model		مدل تمکین Tempkin model	
		r ²	RMSE	r ²	RMSE	r ²	RMSE
1	مس (Cu)	0.62	0.27	0.95	0.08	0.85	4.13
	روی (Zn)	0.80	0.81	0.98	0.07	0.79	5.67
2	مس (Cu)	0.95	2.60	0.88	0.07	0.89	1.58
	روی (Zn)	0.89	0.51	0.99	0.06	0.84	5.28
3	مس (Cu)	0.99	1.33	0.82	0.18	0.51	5.83
	روی (Zn)	0.99	0.34	0.83	0.04	0.86	0.28
4	مس (Cu)	0.84	0.39	0.90	0.1	0.69	4.19
	روی (Zn)	0.87	0.42	0.99	0.02	0.87	4.35
5	مس (Cu)	0.87	0.39	0.71	0.07	0.82	2.59
	روی (Zn)	0.62	0.54	0.89	0.11	0.87	1.92
6	مس (Cu)	0.66	1.41	1	0.02	0.81	3.21
	روی (Zn)	0.65	0.40	0.87	0.13	0.78	4.94
7	مس (Cu)	0.81	0.17	0.98	0.40	0.92	1.19
	روی (Zn)	0.86	0.6	0.98	0.06	0.77	5.65
8	مس (Cu)	0.98	0.17	0.89	0.07	0.76	2.93
	روی (Zn)	0.80	0.97	0.99	0.04	0.79	4.93
9	مس (Cu)	0.94	0.62	0.97	0.02	0.69	0.93
	روی Zn	0.90	0.42	0.92	0.06	0.91	1
10	مس (Cu)	0.88	0.75	0.95	0.02	0.86	3.51
	روی (Zn)	0.93	0.22	0.97	0.07	0.88	3.98

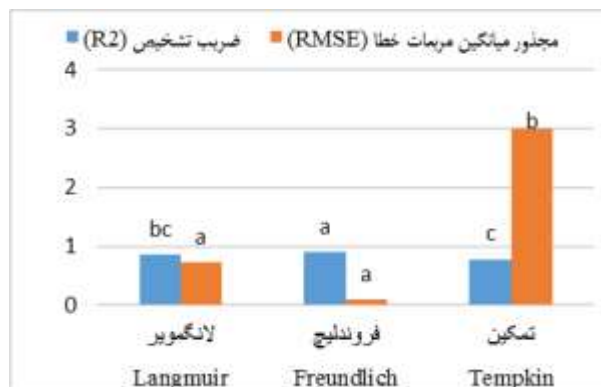
تمامی نمونه‌های خاک در مورد فلزات مورد مطالعه در جدول ۵ آورده شده است. اگرچه براساس ضریب تشخیص و مجذور میانگین مربعات خطا مدل فروندلیچ توصیف نسبتاً بهتری از جذب را ارائه کرد اما هیچ اطلاعاتی در ارتباط با حداکثر ظرفیت جذب را نمی‌دهد. در حالی که پارامتر b مدل لانگمویر این امکان را می‌دهد.

کاربرد پارامتر مدل‌های جذب سطحی: با برآزش مدل‌های همدمای جذب سطحی، پارامترهای مربوط به هریک از مدل‌ها به دست آمد. به عبارت دیگر تجزیه و تحلیل داده‌های جذب، اطلاعاتی درباره ظرفیت نگهداری فلزات و شدتی که فلز در خاک نگه داشته شده است ارائه می‌دهد. مقدار پارامترهای مدل‌های لانگمویر، فروندلیچ و تمکین، حاصل از برآزش بر داده‌های جذب سطحی برای



شکل ۴- مقایسه میانگین ضریب تشخیص و مجذور میانگین مربعات خطا برای فلز مس

Figure 4- Comparison of mean R2 and RMSE for Copper



شکل ۵- مقایسه میانگین ضریب تشخیص و مقدور میانگین مربعات خطا برای فلز روی

Figure 5- Comparison of mean R2 and RMSE for Zinc

جدول ۵- پارامترهای مدل‌های همدمای جذب در خاک‌های مورد بررسی

Table 5- Parameters of adsorption isotherm models in studied soils

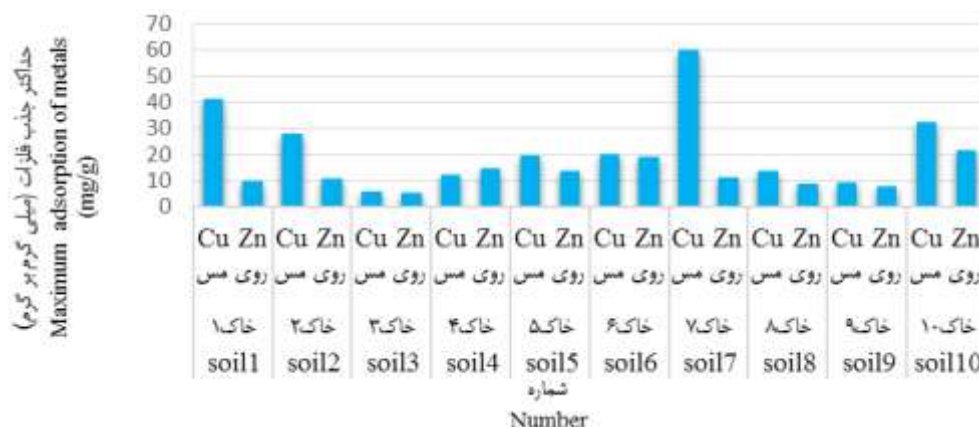
شماره Number	فلزات metals	مدل لانگمویر Langmuir model		مدل فروندلیچ Freundlich model		مدل تمکین Tempkin model	
		K_L	b	K_F	$1/n$	K_1	K_2
1	مس (Cu)	0.01	40.98	2.57	1.08	26.26	13.41
	روی (Zn)	0.02	9.80	37.15	1.79	40.62	17.29
2	مس (Cu)	0.03	27.85	1.77	0.55	5.12	5.22
	روی (Zn)	0.01	10.72	30.20	1.73	39.38	16.78
3	مس (Cu)	0.05	5.56	5.62	1.10	17.77	7.97
	روی (Zn)	0.14	5.17	6.76	0.27	0.83	0.96
4	مس (Cu)	0.01	11.96	3.39	0.98	16.69	8.08
	روی (Zn)	0.01	14.44	18.19	1.63	39.59	17.36
5	مس (Cu)	0.67	19.72	2.51	0.46	13.58	7.59
	روی (Zn)	0.01	1342	3.38	0.97	12.08	6.44
6	مس (Cu)	0.10	20.05	1.02	0.76	14.93	8.38
	روی (Zn)	0.02	19.08	1.99	1.00	22.85	12.23
7	مس (Cu)	0.01	59.88	1.48	0.84	14.56	8.72
	روی (Zn)	0.01	11.23	27.54	1.68	36.82	15.73
8	مس (Cu)	0.07	13.44	1.58	0.53	5.58	4.82
	روی (Zn)	0.01	8.66	40.73	1.70	34.5	14.46
9	مس (Cu)	0.10	16.24	1.86	0.35	1.39	1.60
	روی (Zn)	0.03	7.79	1.04	0.58	4.96	3.39
10	مس (Cu)	0.01	32.36	2.95	1.10	23.45	12.11
	روی (Zn)	0.01	21.27	10.00	1.48	35.47	16.25

جذب کدامیک از عناصر توسط اسید هومیک بیشتر صورت می‌گیرد مقایسه میانگین بین جذب عناصر همه‌ی خاک‌های مورد بررسی انجام شد که نتایج مقایسه میانگین جذب در شکل ۷ آورده شد. مطابق این نمودار فلز مس با میانگین ۲۳/۰۴ میلی گرم بر گرم جذب بیشتری نسبت به فلز روی ۱۳/۸ میلی گرم بر گرم داشته است.

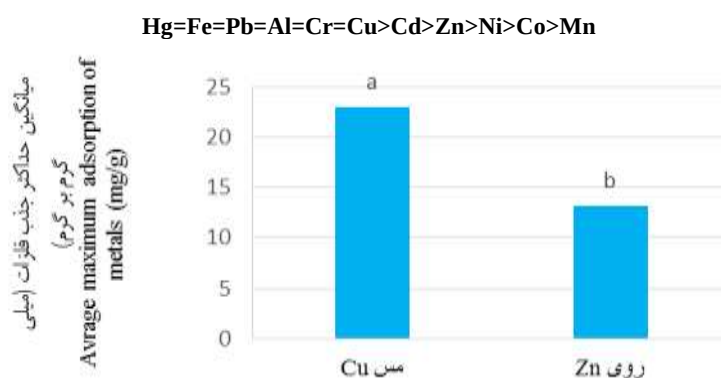
به همین دلیل با توجه به جدول ۵ داده‌های مربوط به پارامتر b از مدل لانگمویر استخراج شد و جذب فلزات در هر خاکی بطور جداگانه مورد بررسی قرار گرفت.

مقایسه میانگین بین حداکثر جذب فلزات بر اسید هومیک در شکل ۶ آمده است.

برای مقایسه بهتر جذب عناصر با یکدیگر و درک این مطلب که



شکل ۶- مقایسه جذب فلزات بر اسید هومیک
Figure 6- Comparison of metals adsorption on humic acid



شکل ۷- مقایسه میانگین حداکثر جذب لانگمویر
Figure 7- Comparison of the mean of the Langmuir adsorption maximum

داده‌های جذب توسط آزمون دانکن در سطح پنج درصد نشان داد که مجموعه جذب فلزات توسط اسید هومیک به صورت زیر است: مطابق شکل ۶ جذب عنصر در هر خاکی متفاوت بوده به طوری که تیپینگ (۴۱) گزارش کرد که عواملی مانند منشأ و روش استخراج اسید هومیک، pH، دما، غلظت ترکیب الکترولیت زمینه میزان جذب سطحی فلزات را تحت تاثیر قرار می‌دهند و همچنین گزارش شده است که اسید هومیک یک کلوتید آلی است که دارای گروه‌های شیمیایی فعال مانند کربوکسیل‌ها و هیدروکسیل‌های فنل و واحدهای آروماتیکی می‌باشد که از تجزیه زیستی مواد آلی بقایای گیاهان و سایر جانداران به وجود می‌آیند. بنابراین از لحاظ شیمیایی به عنوان ترکیبی که عناصر غذایی را برای استفاده گیاهان جذب و نگهداری می‌کند، عمل می‌نماید. در این تحقیق pH، دما، غلظت الکترولیت زمینه و مقدار اسید هومیک در طول آزمایشات جذب، ثابت و یکسان در نظر گرفته شد بنابراین تفاوت احتمالاً در جذب سطحی به ویژگی‌های اسید هومیک و ویژگی‌های فلزات ارتباط دارد.

با توجه به پارامتر تخمینی مدل لانگمویر در ارتباط با حداکثر جذب فلزات، روند جذب فلزات در این تحقیق با مجموعه - Irving Williams فلزات دو ظرفیتی مطابقت داشت. جذب یون‌های فلزی بر مواد هومیک براساس این مجموعه به صورت $Cu > Ni > Co > Zn > Fe > Mn$ می‌باشد (۱۲). راشید (۳۱) در بررسی جذب فلزات بر روی اسید هومیک‌های پیت و رسوبات چنین نتیجه گرفت که از میان یون‌های فلزی استفاده شده، مس قوی‌ترین توان رقابتی برای مکان‌های پیوند مواد آلی داشته به طوری که ۵۳/۴۳ درصد از کل فلزات جذب شده بر روی اسید هومیک را تشکیل می‌دهد در حالی که ۴۶/۵۷ درصد جذب را مجموعاً کبالت، نیکل و منگنز به خود اختصاص می‌دهند. به گزارش پیری و سپهر (۲۹) جذب روی در خاک بستگی به نیروهای الکترواستاتیک دارد در حالی که مس بیشتر تحت تاثیر برهمکنش کووالانسی فلزات با کانی‌ها قرار می‌گیرد. اسید هومیک با داشتن گروه‌های عاملی زیاد و اندازه بزرگ و احتمالاً با اتصال به مکان‌های جذب، مکان‌های جذب را افزایش می‌دهد و منجر به افزایش جذب روی در خاک‌ها شده و میزان روی محلول را کاهش می‌دهد. کزندورف و اشنتز (۲۴) با تجزیه و تحلیل

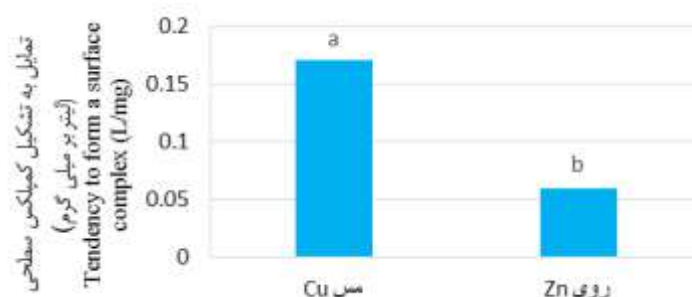
جدول ۶- ضریب همبستگی پیرسون بین برخی ویژگی‌های اسید هومیک و حداکثر جذب عناصر

Table 6- Pearsons correlation coefficients between certain humic acid properties and maximum absorption of metals

خصوصیات اسید هومیک Humic acid properties	مس Cu	روی Zn
نسبت اسپکتوفتومتری (E4/E6 ratio)	-0.555**	-0.779**
کربوسیل (COOH)	0.759**	0.431
هیدروکسیل فنلی (Phenolic OH)	0.677**	0.602*
اسیدیته کل (Total acidity)	0.741**	0.584*

** معنی‌دار در سطح ۰/۰۱، * معنی‌دار در سطح ۰/۰۵

**Significance at a level of 0.01, * Significance at a level of 0.05



شکل ۸- مقایسه میانگین ثابت لانگمویر

Figure 8- Comparison of the mean of the Langmuir constant

کاتیون‌هایی مانند Cu^{+2} و Zn^{+2} ، Ni^{+2} تمایل به اتصال به هر دو گروه فنلی و کربوکسیلی دارند.

پارامتر دیگری که از برازش مدل لانگمویر به دست آمد K_L (ثابت لانگمویر) بود که بیانگر قدرت پیوند است. بعبارتی پارامتر K_L معیاری از ثابت توزیع یون فلزی (قدرت اتصال یا تشکیل کمپلکس سطحی) دو فاز جامد و مایع بوده و واحد آن لیتر بر میلی گرم است. گاهی ممکن است b بدست آمده از معادله لانگمویر با K_L که نشان دهنده کارایی جذب است، همسو نباشد. زیرا بزرگتر (کوچکتر) بودن b می‌تواند به علت وفور مکان‌های جذب موجود در واحد جرم جاذب باشد و باعث شود تعداد زیادی یون، بر سطح آن جذب شود، در حالی که اتصال این یون‌ها به سطح می‌تواند ضعیف باشد و باعث کوچک (بزرگ) شدن K_L گردد. با توجه به شکل ۸ فلز مس نسبت به فلز روی با انرژی بیشتری (K_L بزرگتر) جذب اسید هومیک می‌شود. هرچه فلزات با انرژی بیشتری با اسید هومیک پیوند برقرار کنند در نتیجه اسید هومیک می‌تواند فلزات بیشتری را به محیط زیست انتشار دهد که باعث افزایش تحرک و قابلیت زیستی فلزات می‌شود (۴۵).

نتایج همبستگی جذب فلزات با ویژگی‌های اسید هومیک: همبستگی پارامتر جذب فلزات روی و مس با ویژگی‌های اسید هومیک با نرم‌افزار spss انجام گرفت. مقادیر میانگین پارامتر b معادله همدمای لانگمویر برای همه اسیدهومیک‌های استخراج شده محاسبه و مقایسه گردید. برای این مقایسه‌ها از آزمون مقایسه میانگین جفتی (t -test) یا شاخص آماری F در ANOVA استفاده شد. همبستگی معنی‌داری بین حداکثر جذب فلزات (b) و ویژگی‌های اسید هومیک (به جز جذب روی با گروه کربوکسیل) در سطح احتمال ۵٪ وجود داشت (جدول ۶).

حداکثر جذب فلز روی با گروه‌های عاملی در سطح پنج درصد و حداکثر جذب مس با گروه‌های عاملی در سطح یک درصد همبستگی مثبت و معنی‌داری داشت. در حالی که جذب این دو فلز با نسبت $E4/E6$ در سطح یک درصد همبستگی منفی و معنی‌داری از خود نشان داد. در پژوهش‌های مشابه، کی و همکاران (۳۰) گزارش کردند مکانسیم اصلی جذب مس بر روی اسیدهومیک کمپلکس سطحی بوده که به شدت به مقدار گروه‌های عاملی اسیدهومیک به ویژه گروه کربوکسیلی مرتبط است. وانگ و همکاران (۴۴) گزارش کردند که

نتیجه گیری

طبق نتایج خاک‌هایی که شاخص هومیفیکاسیون پایینی دارند نسبت گروه‌های هیدروکسیل فنلی به گروه‌های کربوکسیلی در اسید هومیک استخراج شده از آن‌ها بالاست زیرا گروه‌های هیدروکسیل فنلی در مراحل اولیه تجزیه مواد هومیکی به وفور یافت می‌شوند. نتایج بررسی اثر زمان تماس اسید هومیک با محلول‌های حاوی یون فلزی نشان داد که با افزایش زمان تماس اسید هومیک با محلول یون فلزی به دلیل امکان تماس بیشتر این یون با اسید هومیک، مقدار جذب افزایش یافته تا این که در یک زمان مشخص ثابت شد.

میزان انطباق داده‌های جذب اندازه‌گیری شده و برآورد شده توسط مدل‌ها با استفاده از ضریب رگرسیونی و مجذور میانگین مربعات خطا ارزیابی شد. بهترین مدل، مدلی است که کمترین RMSE را داشته و به علاوه دارای R^2 نزدیک به یک باشد. معادله

منابع

تمکین بر مبنای ضریب رگرسیونی برازش خوبی را در مقایسه با معادله‌های دیگر نشان داد ولی مجذور میانگین مربعات خطا آن خیلی بزرگ‌تر بود. مدل لانگمویر نیز جذب فلزات در خاک را به خوبی توصیف می‌کند. اما نتایج به دست آمده از آزمایش‌های همدمای جذب با مدل فروندلیچ در مقایسه با دو مدل دیگر همخوانی بیش‌تری دارد که نشان دهنده ناهمگنی سطح جاذب است.

مقایسه میانگین بین مقادیر حداکثر جذب محاسبه شده از معادله لانگمویر نشان داد جذب (پارامتر b) فلز مس بالاتر از روی است. هرچند این روند در همه خاک‌ها یکسان نبوده ولی به طور کلی فلز مس به دلیل توانایی تشکیل کمپلکس درون کره‌ای جذب بیشتری توسط اسید هومیک دارد. همچنین طبق نتایج مقایسه میانگین جفتی (t-test) همبستگی معنی‌داری بین جذب فلزات (پارامتر b) و ویژگی‌های اسید هومیک در سطح احتمال ۵٪ وجود داشت.

- Adamson A.W., and Gast A.P. 1997. Physical Chemistry of Surfaces, sixth ed., Wiley-Interscience, New York.
- Adamtey N., Co e O., Ofosu-Budu G.K., Danso S.K.A., and Forster D. 2009. Production and storage of N-enriched co-compost. Waste Management 29: 2429-2436.
- Ahmad R., Khalid A., Arshad M., Zahir Z.A. and Mahmood T. 2008. Effect of compost enriched with N and L-tryptophan on soil and maize. Agronomy for Sustainable Development 28(2): 299-305.
- Amir S., Benlboukht F., Cancian N., Winterton P., and Hafidi M. 2008. Physico-chemical analysis of tannery solid waste and structural characterization of its isolated humic acids after composting. Journal of Hazard. Mater 160: 448-455.
- Azizi P., And Jafari Sayadi R. 2005. Humus Materials, Guilan University Press. Rasht. (In Persian)
- Busato J.G., Lima L.S., Aguiar N.O., Canellas L.P., and Olivares F.L. 2012. Changes in labile phosphorus forms during maturation of vermicompost enriched with phosphorus-solubilizing and diazotrophic bacteria. Bioresource Technology 110: 390-395.
- Campitelli P.A., Velasco M.I., and Ceppi S.B. 2006. Chemical and physicochemical characteristics of humic acids extracted from compost, soil and amended soil. Talanta 69:1234-1239.
- Chabani M., Amrane A., and Bensmaili A. 2006. Kinetic modelling of the adsorption of nitrates by ion exchange resin. Chemical Engineering Journal 125: 111-117.
- Chabani M., Amrane A., and Bensmaili A. 2009. Equilibrium sorption isotherms for nitrate on resin Amberlite IRA-400. Journal of Hazardous Materials 165: 27-33.
- Chen Y., Senesi N., and Schnitze M. 1977. Information provided on humic substances by E4/E6 ratios. Soil Science society of American Journal 41: 352-358.
- Chorom M., and Abdollahi F. 2007. Study of adsorption properties of manganese and zinc elements in sugarcane industry and cultivation soils (Imam Khomeini and Haft Tapeh) 38: 593-601. (In Persian)
- El-Eswed B., and Khalili F. 2006. Adsorption of Cu(II) and Ni(II) on solid humic acid from the Azraq area Jordan. Journal of Colloid and Interface Science 299: 497-503.
- Freundlich H.M.F. 1906. Over the adsorption in solution. The Journal of Physical Chemistry 57: 385-471.
- Gee G.W., and Bauder J.W. 1986. Particle-size analysis. p. 383-411. In A. klute (ed.) Methods of Soil Analysis. Part 1. SSSA, Madison, Wisconsin.
- Ghasemi-Fasaei R., Alavi F., Zibaei Z., Basiri N., and Kazemi R. 2013. Investigation of single and bi-solute retention isotherms of copper and lead in acidic and alkaline soils. International Journal of Agriculture and Crop Science 5(6): 627-631.
- Gregorich E.G., Greer K.J., Anderson D.W., and Liang B.C. 1998. Carbon distribution and losses: erosion and deposition effects. Soil and Tillage Research 47(3): 291-302.
- Gungor E.B.O., and Bekbolet M. 2010. Zinc relese by humic and fluvic acid as influenced by pH, complexation and DOC sorption. Geoderma 159: 131-138.

18. Gupta U.C., Kening W.U., and Siyuan L. 2008. Micronutrients in soils, crops and livestock. *Earth Science Frontiers* 15(5): 110-125.
19. Haghniya G.H., Ghorbani R., and Ramezani A. 2013. Soil organic matter in Sustainable Agriculture. Ferdowsi University Press, Mashhad. (In Persian)
20. Haghseresht F., and Lu G. 1998. Adsorption characteristics of phenolic compounds onto coal-reject-derived adsorbents. *Energy Fuels* 12: 1100-1107.
21. Hosseinpour A.R. 2008. Chemistry and Soil Fertility. Noor Payam University Press. Tehran. (In Persian)
22. Jackman A., and King T.N. 1986. The kinetics of ion exchange on natural sediments. *Water Resources Research*, 22(12): 1664-1672.
23. Jain C.K., and Ram D. 1996. Adsorption of lead and zinc on bed sediments of the river Kali. *Water Research* 31: 154-162.
24. Kerndorff H., and Schnitzer M. 1980. Sorption of metals on humic acid. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 44(11): 1701-708.
25. Kononova M.M. 1961. Soil organic matter. Translated by Nowakowski T. Z., and G. A. Greenwood Pergamon Press, Oxford.
26. Korte N.E. et al. 1976. Trace elements movement in soils: Influence of soil physical and chemical properties. *Soil Science* 122: 350-358.
27. Langmuir I. 1916. The constitution and fundamental properties of solids and Liquids. *Journal of the American Chemical Society* 38(11): 2221-2295.
28. Page A.L., Miller H., and Keeney D.R. 1982. Method of soil analysis. part 2. chemical and microbial properties, ASA and SSSA, madison, Wisconsin, USA.
29. Piri M., and Sepehr E. 2015. The Effect of Humic Acid on Zinc Adsorption and Desorption. *Journal of Agricultural Science and Technology, Water and Soil Science* 19: 127-136. (In Persian)
30. Qi Y., Zhu J., Fu Q., Hu Ho., and Huang Q. 2017. Sorption of Cu by humic acid from the decomposition of rice straw in the absence and presence of clay minerals. *Journal of Environmental Management* 200: 304-311
31. Rashid M.A. 1979. Absorption of metals on sedimentary and peat humic acid. *Chemical Geology* 13: 115-123.
32. Rastgari M., Saeedi M., and Mollahosseini A. 2015. The effect Humic acid on phenanthrene sorption in kaolin clay. *Journal of Health and Environment* 8(2): 237-247.
33. Reyhani Tabar A., and Ramezanzadeh H. 2016. A view of the modeling of adsorption isotherms in soil. *Lands Management Journal* 4(2): 133-159. (In Persian)
34. Richardson J.L., and Vepraskas M.J. 2001. Wetland Soils Genesis, Hydrology, Landscapes and Classification. LEWIS/CRC, New York.
35. Sanchez-Monedero M.A., Roig A., Cegarra J., and Bernal M.P. 1999. Relationships between water soluble carbohydrate and phenol fractions and the humification indices of different organic wastes during composting. *Bioresource Technology* 70: 193-201.
36. Scheidegger A.M., Fendorf M., and Sparks D.L. 1996. Mechanisms of nickel sorption on pyrophyllite: Macroscopic and microscopic approaches. *Soil Science Society of America Journal* 60: 1763-1772.
37. Shahooyi S. 2006. The nature and properties of soils. Kordestan university press.
38. Swift R.S. 1996. Organic matter characterization. In D. L. Sparks et al. (ed.), *Methods of Soil Analysis: Part 3. Chemical Methods*, SSSA Book Series 5. SSSA, Madison, WI, 1018-1020.
39. Tan K.H. 2003. Humic matter in soil and the environment. Principles and controversies, Marcel Dekker, New York, USA.
40. Tempkin M.I., and Pyzhev V. 1940. Kinetics of ammonia synthesis on promoted iron catalyst, *Acta Physico-Chimica Sinica. USSR* 12: 327-356.
41. Tipping E. 2004. Cation binding by humic substances. Cambridge University Press, Cambridge.
42. Vijayaraghavan K., Padmesh T.V.N., Palanivelu K., and Velan M. 2006. Biosorption of nickel (II) ions onto *Sargassum wightii*: application of two parameter and three parameter isotherm models. *Journal of Hazardous Materials* 133: 304-308.
43. Wang Y., Combe C., and Clark M.M. 2001. The effects of pH and calcium on the diffusion coefficient of humic acid. *Journal of Membrane Science* 183: 49-60.
44. Wang Y., Marc Michel F., Choi Y-o., Eng P.J., Levard C., Siebner H., Gu B., Bargar J.R., and Brown G.E. 2016. Pb, Cu, and Zn Distributions at Humic Acid-Coated Metal-Oxide Surfaces. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 188: 408-423.
45. Yang K., Miao G., Wu W., Lin D., Pan B., Wu F., and Xing B. 2015. Sorption of Cu²⁺ on humic acids sequentially extracted from a sediment. *Chemosphere* 138: 657-663.
46. Yong R.N., and Mourato D. 1988. Extraction and characterization of organics from two champlain sea subsurface soils. *Canadian Geotechnical Journal* 25: 599-607.
47. Zeldowitsch J. 1934. Adsorption site energy distribution. *Acta Chimica (Academiae Scientiarum) Hungaricae, URSS*, 1: 961-973.



Study of Adsorption Isotherm of Copper and Zinc on Humic Acid Extracted from Soil

M. Anoosha^{1*} – A. Forghani²

Received: 15-09-2020

Accepted: 14-12-2020

Introduction: Copper and zinc are two of the most important microelements affecting plant growth which can be influenced by many factors. The adsorption processes play a determinative role in solubility of copper and zinc elements in the soil solution and, therefore, their availability to plants. Organic matter is one of the most important factor that have an significant role on the absorption and desorption of elements in the soil. These materials are divided into humic and non-humic groups. Humic substances are divided into three groups of fulvic acid, humic acid and humic, based on their resistance and solubility in acid and base. Humic acid with a medium molecular weight and color is soluble into base and insoluble into acid, and has a medium resistance against the microbial attack. It forms the most important organic part of the soil and is capable to adsorb metals. The purposes of this study were to extract soil humic acid, study the adsorption of metals on the surface of humic acid and to determine the metals adsorption coefficients using adsorption isotherm models.

Materials and Methods: Sampling was done from forest areas of northern Iran. Some physical and chemical properties of the studied soil were determined. Then, the humic acid of the soils was extracted by 0.1 M NaOH and 6 M HCl, and purified by 0.1M HCl+0.3M HF. Functional group, E4/E6 ratio (Optical density or absorption of dilute solutions at wavelengths of 465 and 665 nm), and humification index of the extracted humic acid were measured. Some other properties of the extracted humic acid have also been analyzed. To study the adsorption isotherms of Zn and Cu in the presence of humic acid, solutions with concentrations of 10, 20, 40, 60 and 80 mg/L of ZnCl₂ (zinc adsorption testing) and CuSO₄ (copper adsorption testing) were prepared, respectively in a 0.01M Ca(NO₃)₂ background solution, and added to 250 g of humic acid. The samples were shaken for 12 hours (based on the time of equilibrium) at pH=5 and 25 °C in incubator shaker, then the samples were centrifuged and the supernatant was passed through filter paper and measured using atomic adsorption spectrophotometer device. The difference between initial concentration and final concentration identified the amount of adsorbed element.

Results and Discussion: The results of the acidic functional groups measurement in the humic acid samples revealed that the most of total acidity (60%) was due to the presence of phenolic groups while the carboxylic groups were responsible for the remaining (40%). Phenolic groups were abundant in the primary stages of the decomposition of humic materials. Since the soil used for extracting humic acid was covered with broad leaf trees and the continuous entry of organic matter into it (the fall of leaves) lasted for many years and due to the low temperature of the soil in part of the year, it can be said that a significant part of the soil organic matter is in the primary or middle stages of humification and the phenolic OH groups/carboxylic groups ratio in the humic acid extracted from them was high. The equilibrium time for adsorption of both metals occurred at 12 h to achieve maximum adsorption level in the presence of humic acid. The obtained experimental data were fitted to three models of Langmuir, Freundlich, and Tampkin. The accuracy of mentioned models to fit data were estimated based on the detection coefficient (R^2) and the roots of mean square error (RMSE). The results showed that the Freundlich model with higher detection coefficient and lower roots of mean squared error describes the adsorption of copper and zinc elements, well. To better compare the adsorption of the elements by humic acid, Langmuir's b parameter (Expresses maximum adsorption) can be used. The maximum adsorption of copper (23.04 mg/g) by humic acid was higher than zinc adsorption (13.8 mg/g). This trend is consistent with the Irving-Williams series of divalent elements: Mn < Fe < Zn < Co < Ni < Cu. It is generally believed that humic acid is a good complexing agent for many metal ions and its binding to metal ions can improve the adsorption.

Significance differences were tested by a parametric *t*-test or *F* statistics in ANOVA (analysis of variance). There was a significant correlation between the maximum adsorption of metals (b) and the properties of humic

1 and 2- M.Sc. Graduate and Associate Professor Department of Soil Science, Faculty of Agricultural Sciences, University of Guilan, respectively.

(*- Corresponding Author Email: marjananoosha1992@gmail.com)

DOI: 10.22067/jsw.2020.15023.0

acid at a probability level of 5%.

Keywords: Adsorption isotherm, Equilibrium time, Extraction of humic acid, Functional group



مقاله پژوهشی

بررسی و تفکیک جزیره حرارتی و گرمایش جهانی در دشت مشهد

حسین بندار^۱ - محمد موسوی بایگی^{۲*} - بیژن قهرمان^۳

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۰۱/۲۰

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۰۹/۱۷

چکیده

جهان امروزه جریان بی‌سابقه‌ای از شهری شدن را تجربه می‌نماید. با توسعه شهرنشینی، وسعت بیشتری از پوشش طبیعی مناطق کشاورزی و جنگل جای خود را به شهرها داده و معضلات اکولوژیستی شهری، منجمله ایجاد جزایر حرارتی، برای زیست‌گاه موجودات زنده فراهم آورده است. از طرفی گرم شدن زمین در سالیان اخیر بر اثر پدیده گرمایش جهانی نیز، که بر اثر فعالیت‌های انسانی ایجاد می‌شود، بر این مشکلات می‌افزاید. اما این دو منشاء یکسانی نداشته و تفکیک آن از طریق تفاضل مقادیر بدست آمده در شهر و نقاط مجاور، در مدیریت شهری لازم و ضروری است. پژوهش حاضر بر روی دشت مشهد، با استفاده از تصاویر ماهواره لندست ۵، لندست ۷ و لندست ۸ بین سال‌های ۱۹۹۶ تا ۲۰۱۶ میلادی انجام گردید. در این مطالعه به کمک روش‌های مختلف تعیین دمای سطح (LST)، دمای پوشش گیاهی محاسبه شد. نتایج نشان داد که میانگین دمای سطح زمین (LST) منطقه مطالعاتی در روزهای تحت بررسی، به‌طور میانگین بین ۱۷/۹ تا ۴۹/۰ درجه سانتی‌گراد در مناطق مختلف آن دارای تغییرات زمانی و مکانی است. بیشترین کمترین مقادیر میانگین دمای سطح زمین به ترتیب در کاربری‌های شهری و کوهستانی مشاهده شد. همچنین، مناطق شهری دارای تفاوت محسوس دمای سطح زمین (LST) نسبت به سایر کاربری‌ها می‌باشد. نتایج استفاده از الگوریتم‌های مختلف محاسبه LST در دشت مشهد نشان داد که روش پنجره مجزا (SW) نسبت به سایر روش‌ها مقادیر بالاتری از LST را ارائه می‌دهد، این روند تقریباً در تمامی کلاس‌های کاربری اراضی در منطقه مطالعاتی دیده شد. در مناطق شهری، از بین روش‌های مختلف تعیین LST، بیشترین همبستگی‌ها بین دمای هوا در ایستگاه سینوپتیک مشهد و LST محاسباتی به روش تک کاناله یا SC دیده شد ($R^2=0.964$). در مناطق کوهستانی و کشاورزی، نیز بیشترین همبستگی‌ها بین دمای هوا و LST محاسباتی به روش تک پنجره اصلاحی یا IMW دیده شد ($R^2=0.951$) و ($R^2=0.943$).

واژه‌های کلیدی: جزیره حرارتی، شهرستان مشهد، گرمایش جهانی

مقدمه

گازهای گلخانه‌ای، در چهار دهه اخیر رخ داده است (۲). از آغاز انقلاب صنعتی، با افزایش فعالیت‌های بشر و سوزاندن سوخت‌های فسیلی، به منظور تولید برق، گرما و سرمای منازل، و نیروی محرکه خودروها، غلظت CO_2 اتمسفر حدود ۴۰٪ افزایش یافته که بیش از نیمی از این افزایش در فاصله زمانی ۱۹۰۰ تا ۱۹۷۰ اتفاق افتاده است. گازهای گلخانه‌ای مانند دی اکسید کربن با جذب حرارت در سطح زمین مانع از انتشار مجدد آن به جو شده و افزایش غلظت این گازها منجر به بالا رفتن درجه حرارت سطح زمین می‌گردد (۱). تغییرات آب و هوایی و گرمایش زمین، ناشی از فعالیت‌های انسانی (به‌عنوان مثال، انتشار گازهای گلخانه‌ای، جنگل زدایی، و شهرنشینی) به دلیل تأثیرات علمی و پیامدهای آن بر زندگی انسان توجه زیادی را به خود جلب کرده است (۳). از پیامدهای گرمایش زمین می‌توان به افزایش درجه حرارت و امواج گرمایی و پدیده خشکسالی در سال ۲۰۰۳ اروپا، ۲۰۱۰ روسیه، و ۲۰۱۴ کالیفرنیا اشاره نمود (۴). مشاهدات و خروجی مدل‌های هواشناسی نشان‌دهنده این است که جهان با یک

یکی از مهم‌ترین مسائل و مشکلات جهانی، که بر اساس شواهد بسیار بر اثر فعالیت‌های انسانی ایجاد شده است، پدیده تغییر اقلیم و گرمایش جهانی می‌باشد. در بررسی درجه حرارت متوسط جهانی در دوره آماری ۱۸۵۰ تا ۲۰۱۳، درجه حرارت جهانی بطور متوسط در حدود ۰/۸ درجه سانتی‌گراد (۱/۱ درجه فارنهایت) افزایش یافته است (۱). این موضوع باعث گرم شدن اقیانوس‌ها، بالا آمدن سطح آب دریاها، و کاهش عمده یخچال‌های قطب شمال و بسیاری دیگر تغییرات آب و هوایی شده است. براساس تجزیه و تحلیل‌های انجام شده، عمده گرمایش زمین در اثر افزایش غلظت گاز CO_2 و سایر

۱، ۲ و ۳- به‌ترتیب دانشجوی دکتری و استادان گروه علوم و مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد

(*)- نویسنده مسئول: (Email: mousavib@um.ac.ir)

DOI: 10.22067/jsw.2020.14683.0

نرخ یکسان در حال گرم شدن نیست و تنوع جغرافیایی در میزان گرم شدن آن موثر است (۵). همه‌ی سناریوهای هیات بین‌الدول تغییر اقلیم (IPCC) و مدل‌های گردش عمومی (GCM) پیش‌بینی می‌کنند که افزایش در غلظت گازهای گلخانه‌ای می‌تواند دمای سطح کره زمین را بالا ببرد که این تغییرات بر چرخه هیدرولوژی مناطق مختلف نیز اثرگذار خواهد بود. دلپا^۱ و همکاران (۶) در پژوهشی اثرات تغییر اقلیم بر کیفیت آب سطحی را در ارتباط با تولید آب آشامیدنی بررسی کردند و به این نتیجه رسیده‌اند که روندی کاهشی در کیفیت آب آشامیدنی با تغییر اقلیم به وجود خواهد آمد که این وضعیت خطری بالقوه برای شرایط بهداشتی آب در آینده به وجود خواهد آورد. این شرایط می‌تواند برای سدهای موجود در دشت مشهد (اردک، اسجیل، گل‌مکان، طرق، کارده، گلستان و ...) به وجود آید، لذا باید قبل از ورود به شرایط بحرانی دست به مدیریت ریسک زد. ویل بی^۲ و همکاران (۷) به مدل‌سازی اثر تغییر اقلیم بر کمیت و کیفیت آب در رودخانه کنت بریتانیا پرداخته‌اند که نتایج مطالعه آنها کاهش جریان رودخانه و همچنین کاهش کیفیت آب‌های سطحی در روندی بلند مدت را نشان می‌دهد. چنین شرایطی با بررسی منابع آب سطحی در دشت مشهد نیز قابل مشاهده و درک می‌باشد. در همین راستا میزان حجم آورد سالیانه در برخی از رودخانه‌های دشت مشهد (رودخانه‌های طرقله و شاندیز) در ۱۰ سال اخیر نسبت به میانگین ۳۰ ساله تا ۵۰ درصد کاهش یافته است. علاوه بر پدیده گرمایش جهانی پدیده دیگری که جوامع جهانی را تهدید می‌نماید جزیره حرارتی در شهرهای بزرگ می‌باشد. دباغیان امیری (۸)، در مقاله‌ای به بررسی راهکارهای کاهش اثرات جزیره حرارتی بر محیط زیست در شهرهای بزرگ پرداخت و برای مقابله با این پدیده راهکارهای افزایش سرانه فضای سبز با احداث باغ‌ها و استفاده از تکنولوژی بام سبز و کشاورزی شهری، استفاده از تکنولوژی سقف سرد، آسفالت سرد و کاهش حرارت‌های انسانی با اصلاح الگوی حمل و نقل و توزیع کاربری‌های تجاری را پیشنهاد نمود. مهم‌ترین مسأله‌ای که امروزه توجه بسیاری از دانشمندان را به خود جلب کرده است پدیده تغییر اقلیم و گرمایش جهانی در اثر انتشار گازهای گلخانه‌ای است که این مسأله جهان را در آستانه یک فاجعه بزرگ انسانی و زیست محیطی قرار داده است. جزیره حرارتی شهری یک منطقه شهری است که به طور معنی‌داری گرم‌تر از مناطق روستایی مجاورش بوده و بازخورد مشخصی از مشکلات محیط‌زیستی اکولوژیکی شهری است. موسوی بایگی و همکاران (۹)، با استفاده از تصاویر ماهواره لندست ۵ و نظریه فراکتال، به بررسی جزیره حرارتی مشهد پرداخته و نقشه‌های دما و کاربری

اراضی را تهیه نمودند. آنها نتیجه گرفتند که دمای تابشی شهر مشهد بطور کلی در دهه ۱۹۹۲ تا ۲۰۰۲ افزایش یافته است و این افزایش با بررسی بعد فراکتال در راستای توسعه مناطق مسکونی و از بین رفتن پوشش‌های گیاهی در این دهه است. این افزایش دما در منطقه پرجمعیت اطراف حرم در طول ده سال حدود ۶/۱ درجه سانتی‌گراد و در مناطق فضای سبز ملک آباد در طول ده سال حدود ۳/۱ درجه سانتی‌گراد بوده که نقش ساخت و سازها و کاربری اراضی را در تشکیل جزیره حرارتی نشان می‌دهد. هرچند تحقیق موسوی بایگی و همکاران در سال ۱۳۹۱ نتایج خوبی را ارائه نمود ولی بدلیل عدم تفکیک اثرات گرمایش جهانی از جزیره حرارتی در مشهد نمی‌توان به طور قطع بیان نمود که سهم جزیره حرارتی و گرمایش جهانی در گرم شدن شهر مشهد به چه میزان است. با در نظر گرفتن این نکته که جزیره حرارتی شهری اساساً در توزیع فضایی دمای سطح زمین آشکار می‌شود، که به وسیله جریانات گرمای سطح مدیریت شده است و به طور مشخص تحت تاثیر شهری شدن می‌باشد، در نتیجه، دستیابی به دمای سطح زمین گام کلیدی و اولیه برای تحلیل جزیره حرارتی شهری می‌باشد. با توسعه تکنولوژی سنجش از دور حرارتی، دمای سطح زمین در سرتاسر منطقه به آسانی قابل دستیابی است. افزایش تراکم جمعیت با ساخت و سازهای جدید همراه است که این عمل سطح زمین طبیعی را به سطحی غیر قابل نفوذ با بافتی نرم نسبت به نقاط همجوار شهر و روستاها تبدیل نموده و عواقب زیان بار جدی زیست محیطی و اکولوژی را به همراه دارد (۱۰)، من جمله تغییرات چرخه آب و ایجاد جزایر حرارتی (۱۱). پدیده جزیره حرارتی تأثیرات مهمی در وضعیت آلودگی هوا و مدیریت آن، افزایش دمای محیط و مصرف انرژی وسایل خنک کننده خانگی و همچنین سلامت عمومی در مناطق شهری دارد (۱۲). مطالعات محدودی در برخی کشورها انجام شده که در آن تأثیر تمامی عوامل فوق در نظر گرفته شده است، اما این مطالعات در شرایط اقلیمی کاملاً متفاوت با اقلیم خشک و نیمه خشک ایران می‌باشد (۴). مشکلات جزیره حرارت شهری یکی از مهمترین مسائل محیط‌زیستی امروز جهان است به‌طوری‌که این مسأله در کلان شهر مشهد به عنوان پایتخت معنوی ایران نیز با افزایش روند شهری شدن، بیشتر و بیشتر معنی‌دار شده و اثرات زیادی بر توسعه شهر مشهد و محیط‌زیست زندگی ساکنان آن دارد. با پیشرفت روند جزیره حرارتی شهری در شهر مشهد این مسأله می‌تواند بر آب و هوای محلی اثرگذار بوده و الگوهای باد محلی در این شهر را نیز تغییر دهد. هدف از انجام این تحقیق تفکیک گرمایش جهانی و جزیره حرارتی در دشت مشهد می‌باشد.

1- Delpa

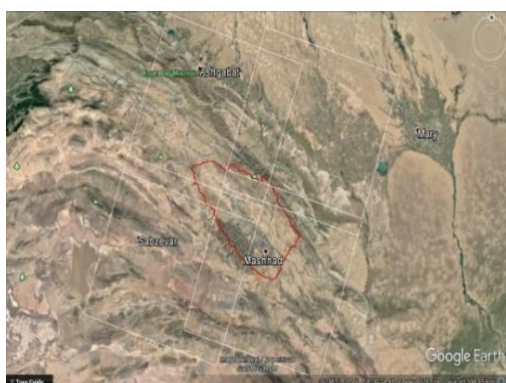
2- Wilby

مواد و روش‌ها

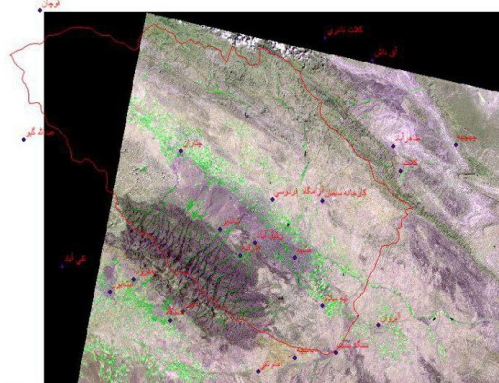
منطقه مورد مطالعه

کوه‌های بینالود و هزار مسجد واقع است. براساس طبقه‌بندی جدید یونسکو مشهد دارای اقلیم خشک و نیمه‌خشک می‌باشد. شکل ۱ (الف و ب) مربوط به محدوده دشت مشهد (مرز قرمز رنگ) با وسعت تقریبی یک میلیون هکتار و مرز تصاویر ماهواره‌ای لندست (مرزهای سفید رنگ) می‌باشد.

شهر مشهد مرکز استان خراسان رضوی با ۲۰۴ کیلومتر مربع وسعت، در شمال شرق ایران و در طول جغرافیایی ۵۹ درجه و ۱۵ دقیقه تا ۶۰ درجه و ۳۶ دقیقه و عرض جغرافیایی ۳۵ درجه و ۴۳ دقیقه تا ۳۷ درجه و ۸ دقیقه و در حوضه آبریز کشف رود، بین رشته

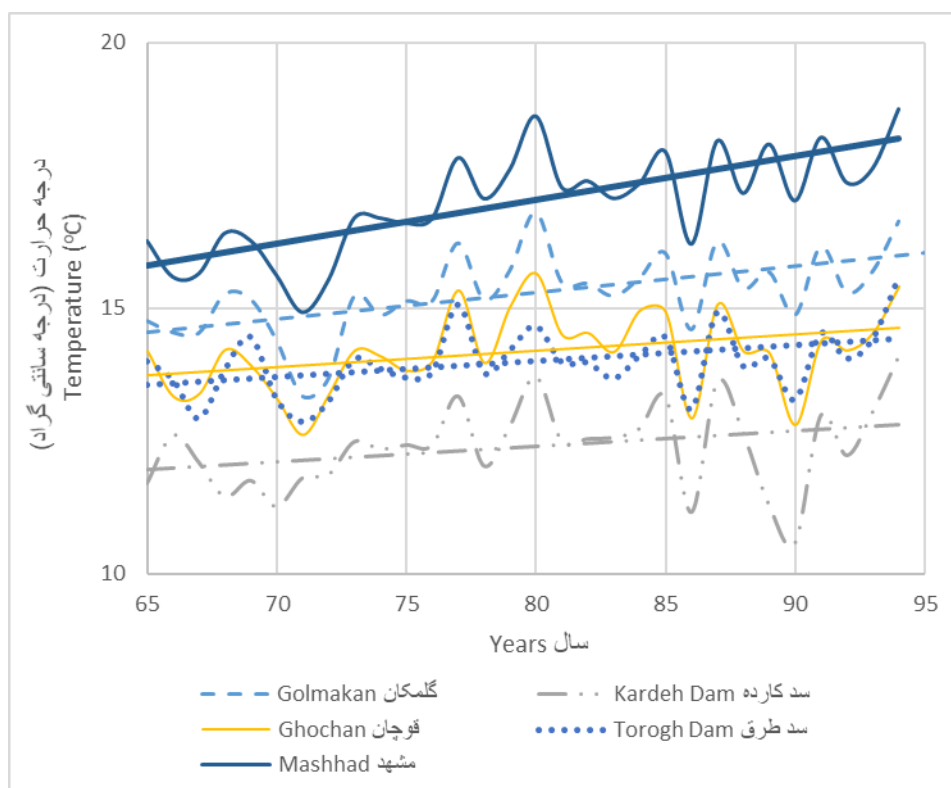


(ب)



(الف)

شکل ۱- الف) مرز نهایی محدوده مورد بررسی ب) دشت مشهد و تصاویر ماهواره‌ای
Figure 1- a) The final boundary of the range b) Mashhad plain and satellite imagery



شکل ۲- تغییرات بلند مدت درجه حرارت در تعدادی از ایستگاه‌های محدوده مورد مطالعه
Figure 2- Long term temperature changes in a number of stations in the study area

دلتا (δ و γ) از طریق معادله پلانک محاسبه گردید. به علت پدیده‌هایی نظیر جذب و پخش اتمسفری، دمای درخشندگی کمتر از دمای واقعی سطح زمین است و برای تعیین دمای دقیق سطح زمین، اثرات اتمسفری باید حذف گردند. ارتباط بین T_{sen} و L_{sen} از طریق معکوس قانون پلانک^۶ و مفهوم طول موج موثر بدست آمد.

$$T_{sen} = \frac{K_2}{\ln\left(\frac{K_1}{L_{sen}} + 1\right)} \quad (2)$$

که مقادیر K_1 و K_2 برحسب (وات بر متر مربع بر میکرون بر استرادیان) و از طریق تقسیم ثابت‌های بازتابش بر طول موج موثر λ به دست می‌آیند. در مورد سنجنده‌ی حرارتی لندست ۸ و برای باند ۱۰، مقادیر K_1 و K_2 به ترتیب برابر با $774/89$ و $1321/0.8$ و برای باند ۱۱، مقادیر K_1 و K_2 به ترتیب برابر با $480/89$ و $1201/14$ می‌باشند. ضرایب ψ_1 و ψ_2 و ψ_3 را توابع اتمسفری می‌نامند که بصورت زیر تعریف می‌شود:

$$\psi_1 = \frac{1}{\tau} \quad (3)$$

$$\psi_2 = -L_d - \frac{L_u}{\tau} \quad (4)$$

$$\psi_3 = L_d \quad (5)$$

که τ ، L_u و L_d به ترتیب ضریب انتقال یا عبور اتمسفری^۷ (بدون واحد)، تابش موثر اتمسفری رو به بالا^۸ (وات بر متر مربع بر میکرون بر استرادیان) و تابش موثر اتمسفری رو به پایین^۹ (وات بر مترمربع بر میکرون بر استرادیان) نام دارند. راهکار عملی پیشنهاد شده توسط جیمز مونوز و همکاران (۱۵) در الگوریتم SC، شامل تخمین توابع اتمسفری تعریف شده در معادلات ۳ تا ۵ بر اساس میزان بخار آب اتمسفری (ω) و از طریق برازش یک تابع چندجمله‌ای درجه دوم بین این توابع و (ω) می‌باشد ($\psi = C\omega$) که این رابطه بصورت ماتریس زیر می‌باشد:

$$\begin{bmatrix} \psi_1 \\ \psi_2 \\ \psi_3 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} C_{11} & C_{12} & C_{13} \\ C_{21} & C_{22} & C_{23} \\ C_{31} & C_{32} & C_{33} \end{bmatrix} \begin{bmatrix} \omega^2 \\ \omega \\ 1 \end{bmatrix} \quad (6)$$

که در این ماتریس، ضرایب C_{ij} از طریق شبیه‌سازی به دست می‌آیند. همچنین در صورت در دسترس بودن ضرایب τ ، L_u و L_d ، توابع اتمسفری از طریق معادلات ۳ تا ۵ هم قابل محاسبه می‌باشند که در این صورت، نیازی به برازش روابط تجربی بین ψ و ω نخواهد بود. ضرایب τ ، L_u و L_d توسط محاسبه گر عوامل اتمسفری و در

باید اشاره نمود که در محدوده انتخابی دشت مشهد (مرز قرمز رنگ) انواع فعالیت‌های مختلف نظیر کشاورزی، شهری، مرتعی و ... وجود دارد لذا امکان مقایسه کاربری‌های مختلف وجود خواهد داشت، و با توجه به این که این کاربری‌ها در داخل دشت مشهد قرار گرفته‌اند، قابل تعمیم به کل دشت می‌باشند. از طرفی گرمایش زمین بر این دشت همانند بسیاری از نقاط کره زمین اثر دارد. تغییرات گرمایش جهانی را می‌توان با ترسیم منحنی تغییرات متوسط سالانه درجه حرارت در ایستگاه‌های زمینی موجود در دشت مشاهده نمود. شکل ۲ منحنی تغییرات بلند مدت سالانه درجه حرارت در تعدادی از ایستگاه‌های هواشناسی منطقه را نشان می‌دهد. همانطور که مشاهده می‌شود روند افزایش درجه حرارت در این ایستگاه‌ها مشهود است.

تعیین دمای پوشش گیاهی به کمک تصاویر ماهواره‌ای لندست

ماهواره لندست ۸ دو سنجنده به نام‌های OLI و TIRS را حمل می‌کند. یکی از مهم‌ترین کاربردهای سنجنده TIRS، محاسبه دمای سطح زمین (LST) و استفاده وسیع این عامل در مطالعات مختلف زمین فیزیک و زیست فیزیک است (۱۳ و ۱۴). اصلی ترین تفاوت بین سنجنده جدید TIRS با سنجنده‌های قبلی لندست TM و ETM+، در حضور دو باند حرارتی مادون قرمز (TIR) در پنجره اتمسفری ۱۰/۸ و ۱۲ میکرون است. همین موضوع سبب شده از الگوریتم پنجره مجزا^۱ (SW) به جای الگوریتم‌های تک پنجره^۲ (MW) یا تک کاناله^۳ (SC) برای محاسبه LST استفاده گردد. الگوریتم‌های SC بر روی هر یک از باندهای TIRS قابل اجرا می‌باشد. اما از آنجایی که باند اول TIRS (بعبارتی دیگر باند شماره ۱۰ لندست ۸) در ناحیه جذب کمتر اتمسفری بدلیل بیشتر بودن مقادیر عبور اتمسفری قرار دارد، این باند نسبت به باند دوم TIRS (باند شماره ۱۱ لندست ۸) ارجح است. یکی از الگوریتم‌های تک کاناله (SC) که توسط جیمز مونوز^۴ و همکاران (۱۵) توسعه یافته، از رابطه زیر برای محاسبه LST یا T_s استفاده گردید.

$$T_s = \gamma \left[\frac{1}{\epsilon} (\psi_1 L_{sen} + \psi_2) + \psi_3 \right] + \delta \quad (1)$$

که در آن L_{sen} مقدار تشعشع حرارتی ثبت شده از اجسام در محل سنجنده، ϵ قابلیت انتشار یا گسیلمندی سطحی^۵ و عوامل گاما و

6- Planck's Law

7- Band average atmospheric transmission

8- Effective bandpass upwelling radiance

9- Effective bandpass downwelling radiance

1- Split-Window (SW) algorithms

2- Mono Window (MW) algorithms

3- Single-Channel (SC) algorithms

4- Jiménez-Muñoz et al

5- Surface Emissivity

اندازه‌گیری دمای حداقل (T_{min})، دمای حداکثر (T_{max})، ساعات طول روز (t_{dl}) و در نظر گرفتن اختلاف ساعات بین ظهر خورشیدی تا وقوع دمای حداکثر روزانه (T_{max}) محاسبه می‌شود (۱۴).

$$T_{0,t} = T_{min} + (T_{max} - T_{min}) \sin \left[\pi \frac{\left(t + \frac{t_{dl}}{2} - 12\right)}{(t_{dl} + 2t_{Tmax})} \right] \quad (۱۱)$$

دمای T_0 با دمای T_a ارتباط رگرسیونی خطی مستقیم دارد و در شرایط مختلف فصلی و عرض جغرافیایی قابل استخراج است. مثلاً برای تابستان عرض میانی^۵ این رابطه بصورت $T_a = 16.0110 + 0.9262 T_0$ تعریف شده است (۱۷). ضریب عبور اتمسفری (T_{10}) تحت تاثیر عوامل زیادی نظیر بخار آب، طول موج، اوزون و آئروسول‌ها است. در این بین، بخار آب اتمسفری (ω) نقش مهمتری در تعیین ضریب عبور اتمسفری در محدوده طیف حرارتی دارد. بخار آب اتمسفری از طریق دمای هوای نزدیک به سطح زمین (T_0) حسب کلوین و رطوبت نسبی هوا (RH) بصورت اعشار و طبق رابطه زیر محاسبه شده است (۱۲).

$$\omega = 0.0981 \times \left\{ 10 \times 0.6108 \times \exp \left(\frac{17.27 \times (T_0 - 273.15)}{237.3 + (T_0 - 273.15)} \right) \times RH \right\} + 0.1697 \quad (۱۲)$$

پس از محاسبه (ω)، امکان محاسبه ضریب عبور اتمسفری باند ۱۰ (T_{10}) به کمک روابط تجربی ارائه شده توسط وانگ و همکاران (۱۷) و یا جدول مشابه ارائه شده توسط یو^۶ و همکاران (۱۸)، قابل محاسبه است. به‌عنوان مثال برای تابستان عرض میانی، می‌توان رابطه $T_{10} = 0.9184 - 0.0725 \omega$ را بکار برد.

برخلاف الگوریتم‌های تک‌پنجره یا تک‌کاناله، در الگوریتم پنجره‌مجزا (SW) از هر دو باند ۱۰ و ۱۱ لندست ۸ با طول موج‌های موثر ۱۰/۸ و ۱۲ میکرون استفاده می‌شود. اساس این تکنیک بر این فرض استوار است که کاهش تشعشع به خاطر انجام جذب اتمسفری، تابعی از اختلاف تشعشعی است که بصورت همزمان در دو طول موج مجزا (که همان باندهای ۱۰ و ۱۱ می‌باشند) اندازه‌گیری می‌شود. در این شرایط، هر یک از باندها (طول موج‌ها) مقادیر متفاوتی از جذب اتمسفری را ثبت خواهند نمود. الگوریتم SW تشریح شده در زیر بر اساس روش سوبرینو^۷ و همکاران (۱۹) می‌باشد که در سنجنده‌های مختلف نیز مورد استفاده قرار گرفته است. در این روش داریم:

$$T_s = T_i + C_1 (T_i - T_j) + C_2 (T_i - T_j)^2 + C_0 + (C_3 + C_4 \omega)(1 - \varepsilon) + (C_5 + C_6 \omega) \Delta \varepsilon \quad (۱۳)$$

که در آن، T_i و T_j دمای درخشندگی در محل سنجنده برای باندهای مجزای i و j بر حسب کلوین می‌باشد، ε میانگین قابلیت انتشار اتمسفری (گسیلمندی) دو باند i و j ، $\Delta \varepsilon$ اختلاف گسیلمندی

محیط وب نیز قابل تعیین‌اند (۱۶). این محاسبه‌گر تنها به اطلاعات مکان و زمان نیاز دارد و محاسبات را برای انواع سنجنده‌های لندست انجام می‌دهد. فرمولاسیون ساده‌تری نیز برای تبدیل دمای درخشندگی (T_{sen}) به دمای سطحی (T_s) به روش تک‌پنجره^۱ پیشنهاد گردیده که شامل رابطه زیر می‌باشد:

$$T_s = \frac{T_{sen}}{1 + \lambda \times 10^{-6} \times \left(\frac{T_{sen}}{\rho} \right) \times \ln(\varepsilon)} \quad (۷)$$

که ε قابلیت انتشار (گسیلمندی) زمینی و λ طول موج موثر باند حرارتی مورد نظر حسب میکرون است که برای باندهای ۱۰ و ۱۱ سنجنده $TIRS$ ، به ترتیب برابر با ۱۰/۸ و ۱۲ می‌باشند. مقدار ρ برابر با عدد ثابت ۱۴۳/۸ است. علاوه بر این، یک الگوریتم تک‌پنجره بهبود یافته^۲ به نام IMW توسط وانگ و همکاران (۱۷) ارائه شده است که به چهار عامل دمای درخشندگی، دمای میانگین موثر^۳، ضریب عبور اتمسفری^۴ و گسیلمندی سطح زمین نیازمند است (۱۲). عامل ضریب عبور اتمسفری بر اساس میزان بخار آب اتمسفر ω و از طریق دمای هوا در نزدیک سطح زمین T_0 و رطوبت نسبی هوا (RH) تعیین خواهد شد. پیشنهاد دهنده مدل IMW تاکید کرده است که تعیین دقیق بخار آب اتمسفری، نقش تاثیرگذاری در دقت نهایی LST خواهد داشت. در یک شرایط متوسط از نظر دقت تخمین بخار آب و گسیلمندی سطح، خطای این مدل ۱/۴ کلوین عنوان شده است. در این الگوریتم به کمک باند ۱۰ سنجنده حرارتی لندست ۸ ($TIRS-1$)، دمای سطح زمین (LST) توسط فرمول زیر محاسبه شد:

$$T_s = \frac{[a_{10}(1 - C_{10} - D_{10}) + (b_{10}(1 - C_{10} - D_{10}) + C_{10} + D_{10})T_{10} - D_{10}T_a]}{C_{10}} \quad (۸)$$

که T_s دمای سطح، T_a دمای میانگین موثر، T_{10} دمای درخشندگی باند ۱۰ سنجنده حرارتی، a_{10} و b_{10} ضرایب باند شماره ۱۰ سنجنده حرارتی لندست ۸ هستند که برای محدوده دمایی ۰ تا ۵۰ درجه به ترتیب برابر با ۶۲/۷۱۸۲- و ۰/۴۳۳۹ برآورد شده‌اند (۱۷). ضرایب C_{10} و D_{10} عوامل داخلی الگوریتم تک‌پنجره‌اند که به کمک معادلات زیر محاسبه گردید:

$$C_{10} = \tau_{10} \varepsilon_{10} \quad (۹)$$

$$D_{10} = (1 - \tau_{10})[1 + (1 - \varepsilon_{10})\tau_{10}] \quad (۱۰)$$

که τ_{10} و ε_{10} به ترتیب ضریب عبور اتمسفری و گسیلمندی محاسبه شده از طریق باند ۱۰ می‌باشند. برای تعیین (T_a)، از دمای هوای نزدیک به سطح زمین (T_0) در زمان گذر ماهواره (t) استفاده می‌شود که این عامل در ایستگاه‌های هواشناسی زمینی و از طریق

5- Mid latitude summer

6- Yu et al

7- Sobrino et al

1- Mono window

2- Improved Mono-Window

3- Effective mean temperature

4- Atmospheric transmittance

گیاهی بدست آمد و سپس، کسر پوشش گیاهی^۵ محاسبه گردید. در نهایت به کمک روش‌های مختلف تعیین دمای سطح (LST)، شامل تک پنجره (MW)، تک پنجره اصلاح شده (IMW) (۱۷)، تک کاناله (SC) (۱۵) و پنجره مجزا (SW) (۱۹)، دمای پوشش گیاهی محاسبه شد. شکل ۳ مراحل مختلف انجام این پژوهش را نشان می‌دهد.

نتایج و بحث

تغییرات شاخص پوشش گیاهی (NDVI)

شکل ۴ نمونه‌ای از نقشه شاخص پوشش گیاهی (NDVI) در کاربری‌های مختلف اراضی و همچنین نقشه ترکیب رنگی (TCC) منطقه مطالعاتی را نشان می‌دهد. مناطقی که دارای پوشش گیاهی (اعم از پوشش‌های طبیعی و یا اراضی و باغات کشاورزی) هستند، دارای مقادیر بیشتر NDVI می‌باشند. افزایش شاخص NDVI (تفاضل عددی بین بازتابش‌های ثبت شده در محدوده طیفی قرمز و مادون قرمز نزدیک) در واقع به منزله افزایش سبزینه گیاهی و جذب امواج با طول موج قرمز و مادون قرمز توسط کلروفیل موجود در گیاه است. بطور میانگین، مقدار NDVI در کلاس‌های کاربری شهری، کوهستانی و کشاورزی به ترتیب برابر با ۰/۳۹، ۰/۳۷ و ۰/۴۰ بدست آمده است. جدول ۱ مقادیر NDVI بدست آمده برای کاربری‌های مختلف را نشان می‌دهد.

روند عمومی تغییرات زمانی میانگین شاخص NDVI برای کل منطقه مطالعاتی طی سالهای ۱۳۷۵ تا ۱۳۹۵ بصورت نزولی بوده است. کاهش درصد پوشش‌های گیاهی در بخش‌های مختلف از جمله کشاورزی و مرتع، تغییر نوع پوشش گیاهی (الگوی کشت) در بخش‌های کشاورزی و فضای سبز شهری از جمله دلایل کاهش شاخص NDVI در منطقه مشهد است. در این پژوهش، اقدام به تفکیک پوشش‌های گیاهی مختلف نظیر فضاهای سبز شهری، پوشش‌های گیاهی مناطق کوهستانی، اراضی کشاورزی و پوشش‌های مرتعی شد. نتایج پژوهش نشان داد که تغییرات زمانی میانگین، شاخص NDVI در مناطق شهری، در طی دوره مورد بررسی (۱۳۷۵ تا ۱۳۹۵) رو به کاهش بوده است. شکل ۵ تغییرات پوشش گیاهی در دوره مطالعاتی را نشان می‌دهد. این موضوع حکایت از این دارد که یا درصد مساحت اشغال شده توسط فضاهای سبز شهری کاهش یافته و یا اینکه در صورت توسعه فضای سبز شهری طی محدوده زمانی مذکور، نوع پوشش‌های گیاهی استقرار یافته در محدوده‌های شهری، دارای سبزینه کمتری نسبت به پوشش‌های گیاهی گذشته شهر مشهد شده‌اند و مقادیر NDVI آنها کمتر از گذشته است.

دو باند i و j و w بخار آب اتمسفری می‌باشد. بخار آب اتمسفری به کمک ابزارهایی نظیر رادیوسوند و یا از طریق سنجنده‌هایی نظیر مودیس، استر و همچنین از طریق آماربرداری هواشناسی قابل اندازه‌گیری هستند (۲۰). تعیین ضرایب C_{ij} در الگوریتم SC و ضرایب C_i در الگوریتم SW نیازمند مجموعه‌ای از داده‌ها برای انجام فرآیند شبیه‌سازی است که از بانک‌های اطلاعاتی مربوط به نیمرخ جو در هر منطقه استخراج می‌شود. بانک‌های اطلاعاتی مذکور در مدل‌های انتقال تابش^۱ استفاده می‌شوند و خروجی این مدل‌ها شامل برخی توابع پاسخ طیفی است که از طریق آن‌ها می‌توان عوامل L_d و L_u و τ را به‌دست آورد. در تحقیقات گسترده انجام شده توسط جیمز مونوز و همکاران (۱۵)، کریستوبال^۲ و همکاران (۲۱) و جیمز مونوز و همکاران (۲۲)، از بانک‌های اطلاعاتی مختلف برای اخذ داده‌های نیمرخ جو کمک گرفته‌اند و ضرایب مذکور را برای دو الگوریتم SC و SW بدست آورده‌اند. این بانک‌های اطلاعاتی در مقیاس جهانی تعریف شده‌اند و داده‌هایی نظیر ارتفاع ژئوپتانسیل، فشار جو، دمای هوا و رطوبت نسبی را برای نیمرخ جو ثبت کرده‌اند. تصاویر ماهواره‌ای مورد استفاده برای این پژوهش، یک سری زمانی از تصاویر ماهواره‌ای لندست ۵ (سنجنده TM)، ماهواره لندست ۷ (سنجنده ETM+) و ماهواره لندست ۸ (سنجنده های OLI و TIRS) مربوط به سال‌های ۱۹۹۶ تا ۲۰۱۶ میلادی (مصادف با سال‌های ۱۳۷۵ تا ۱۳۹۵ شمسی) می‌باشند که از طریق وبگاه ناسا^۳ اخذ گردیده‌اند. تصاویر انتخابی برای سال ۲۰۱۶ میلادی مشتمل بر یک سری زمانی ۱۳ تصویر و دارای فاصله زمانی ۱۶ روز از همدیگر می‌باشند که با هدف بررسی تغییرات ماهانه و فصلی دما در منطقه مطالعاتی و همچنین مقایسه الگوریتم‌های مختلف تعیین دمای سطح (LST) مورد استفاده قرار گرفته‌اند.

پس از اخذ تصاویر ماهواره‌ای و انجام تصحیحات اتمسفری در محیط نرم‌افزاری ENVI و به روش‌های FLAASH و TAC برای باندهای انعکاسی و حرارتی، اقدام به تصحیح رادیومتری تصاویر و محاسبه بازتابش باندهای انعکاسی^۴ و ۵ (مقادیر ρ) و تشعشع باندهای حرارتی^{۱۰} و ۱۱ (مقادیر L_{sen}) در محیط نرم‌افزاری ILWIS گردید. سپس برای تعیین ضریب انتشار (گسیلمندی)، از روش آستانه‌گذاری شاخص پوشش گیاهی استفاده شده است. بدین منظور ابتدا نقشه شاخص تفاضل پوشش گیاهی^۴ نرمال شده (NDVI) محاسبه گردید، پس از آن، مقادیر این شاخص برای خاک و پوشش

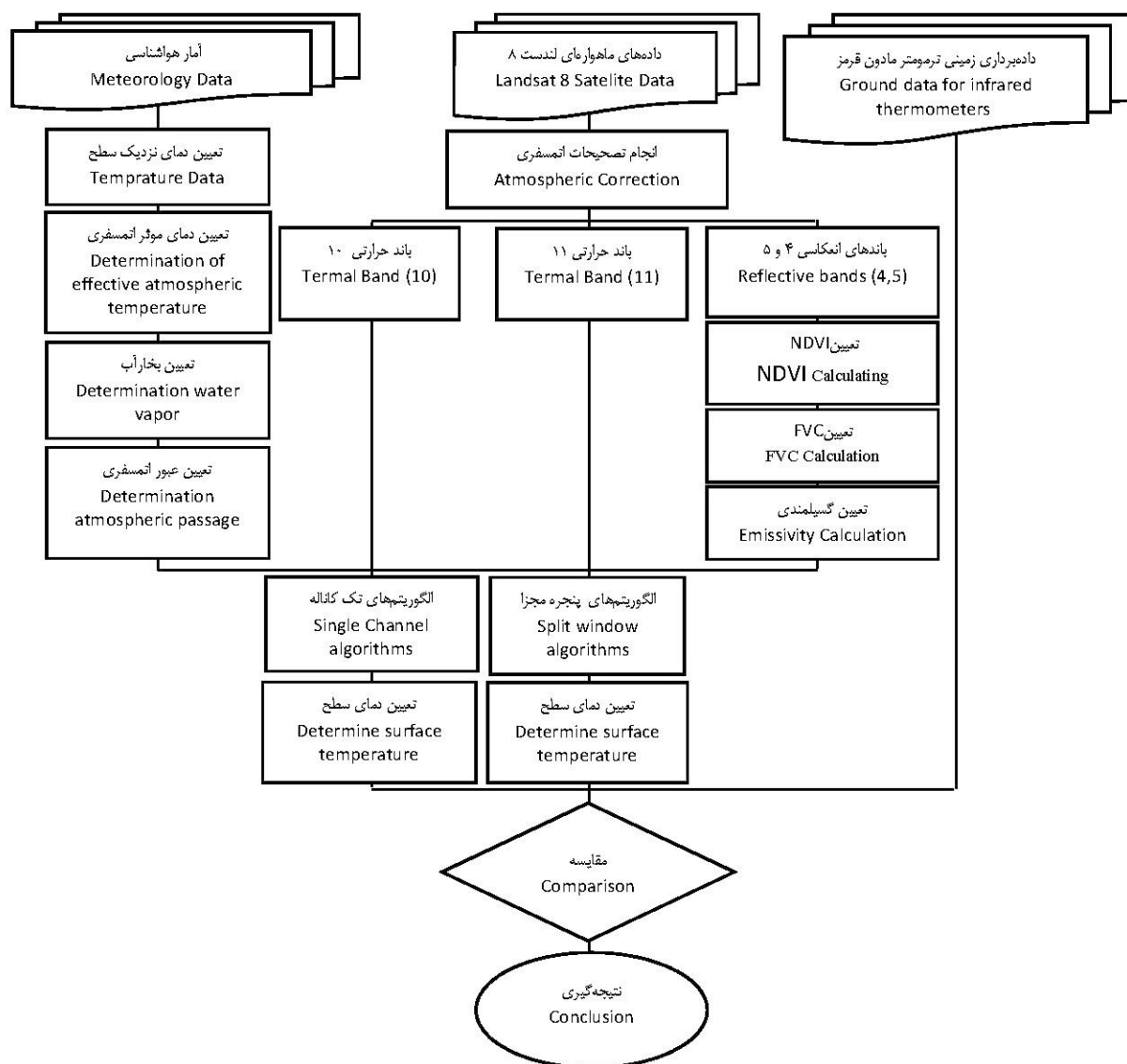
1- Radiative transfer

2- Cristóbal et al

3- <https://www.nasa.gov//>

7- Normalized Difference Vegetation Index

5- Fractional Vegetation Cover



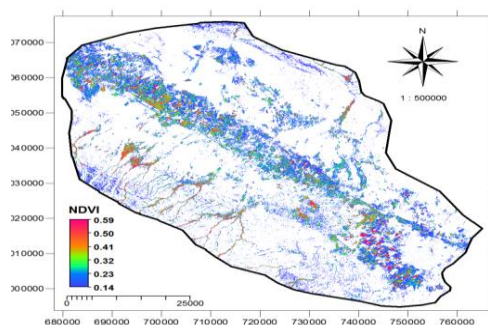
شکل ۳- روندنمای انجام پژوهش

Figure 3- Research flowchart

جدول ۱- خلاصه مقادیر ثبت شده NDVI در منطقه مطالعاتی

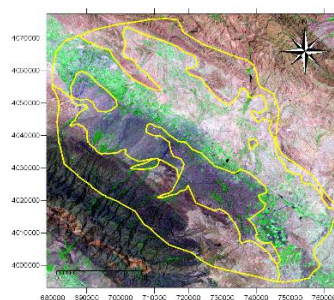
Table 1- Summery of Recorded measures vegetation index (NDVI) in the study area

NDVI	کلاس شهری Urban class	کلاس کوهستانی Mountainous class	کلاس مرتعی و کشاورزی Rangelands and agriculture class
Min	0.12	0.12	0.12
Max	0.80	0.78	0.82
Mean	0.39	0.37	0.40



ب- نقشه پوشش گیاهی (NDVI)

B. NDVI map



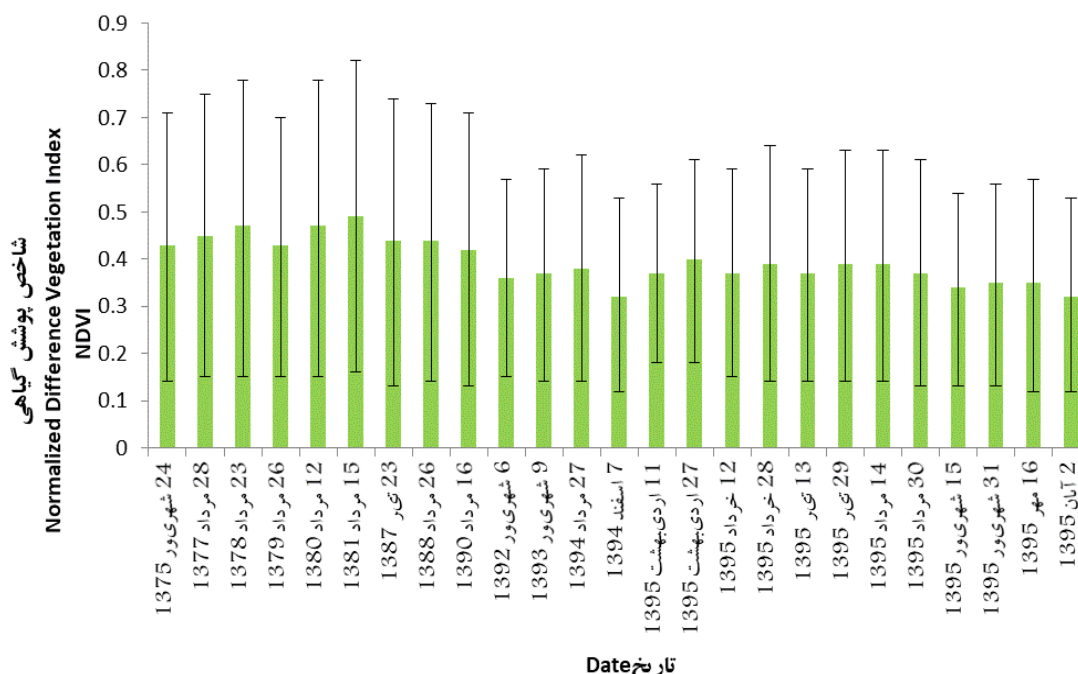
الف- نقشه ترکیب رنگی کاربری اراضی (TCC)

A. Land use True Color Composit map

شکل ۴- نمونه‌ای از نقشه‌های ترکیب رنگی کاربری اراضی (TCC) و شاخص پوشش گیاهی (NDVI) در منطقه مطالعاتی
Figure 4- An example of (TCC) and vegetation index (NDVI) in the study area

کوهستانی، بخشی از پوشش‌های مرتعی نیز قرار گرفته باشند و در سال‌های تحت مطالعه، دستخوش تغییرات منفی (کاهش درصد پوشش گیاهی و یا میزان سبزینه آن‌ها) شده باشند. روند کاهشی فوق، در مناطق مرتعی و کشاورزی طی بازه زمانی ۱۳۷۵ تا ۱۳۹۵ نیز مشاهده شد. در این اراضی کاهش سطوح مرتعی و کشاورزی طی بازه زمانی ۱۳۷۵ تا ۱۳۹۵ و همچنین کاهش سطوح مزارع و باغاتی که در گذشته به روش غرقابی آبیاری می‌شده‌اند و اکنون بهینه شده و یا به روش‌های آبیاری نوین مجهزند، می‌تواند در کاهش شاخص NDVI این پوشش‌ها تاثیر داشته باشد.

با توجه به روند حاکم بر توسعه فضای سبز شهری مشهد، وقوع موضوع دوم برای توجیه روند کاهشی NDVI شهری محتمل‌تر است. البته ممکن است برخی مزارع و باغات کشاورزی مخلوط با مناطق شهری نیز در فاصله زمانی ۱۳۷۵ تا ۱۳۹۵ حذف شده باشند که تاثیر بسزایی در کاهش NDVI مناطق شهری طی بازه زمانی مذکور دارند. در مناطق کوهستانی نیز روند کاهشی NDVI طی بازه زمانی ۱۳۷۵ تا ۱۳۹۵ مشهود است. از بین رفتن پوشش‌های گیاهی موجود در مناطق کوهستانی و تغییر کاربری آنها از جمله دلایل کاهش سبزینه در مناطق کوهستانی است. البته ممکن است که در کلاس



شکل ۵- تغییرات شاخص گیاهی (NDVI) در مناطق شهری

Figure 5- Vegetation index (NDVI) variations in Urban area

دارای تفاوت دمای سطح زمین (LST) نسبت به سایر کاربری‌ها هستند که به دلیل نوع پوشش سطح زمین در مناطق شهری (که عمدتاً از آسفالت، سنگ، آجر، سیمان، آهن و ... تشکیل شده است) و انجام فعالیت‌های حرارت‌زا نظیر تردد وسایل نقلیه، دود و حرارت حاصل از کارخانجات و فعالیت‌های صنعتی در داخل این محدوده می‌باشد.

مقایسه روش‌های مختلف محاسبه LST در کاربری‌های مختلف اراضی

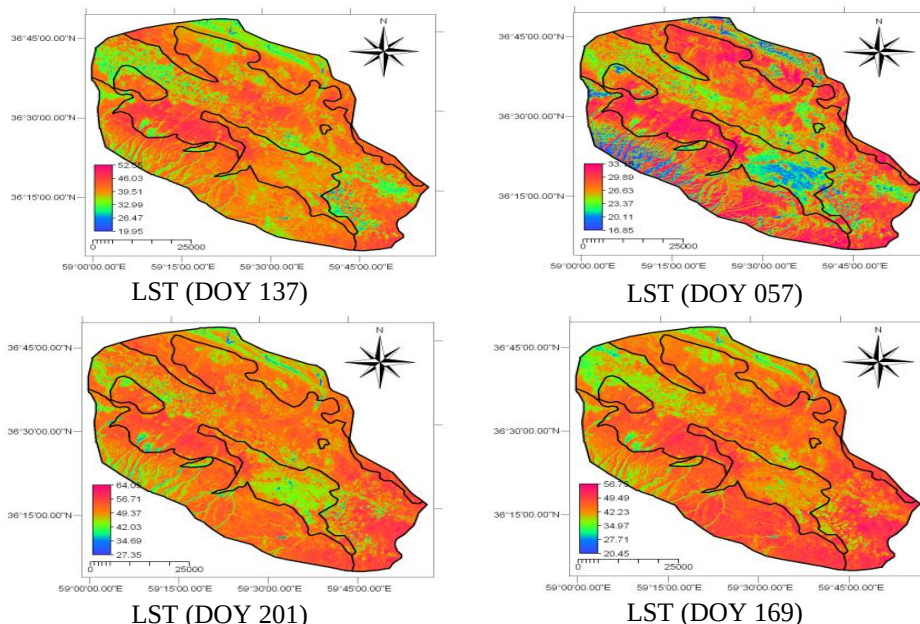
با مقایسه روش‌های مختلف محاسبه LST، همانطوری که در شکل‌های ۸، ۹ و ۱۰ ملاحظه می‌گردد، روش پنجره مجزا (SW) نسبت به سایر روش‌ها مقادیر بالاتری از LST را ارائه می‌دهد. سپس روش‌های تک‌کاناله (SC)، تک‌پنجره اصلاحی (IMW) و تک‌پنجره (MW) به ترتیب مقادیر کمتری از LST را ارائه کرده‌اند. همین روند تقریباً در تمامی کلاس‌های کاربری اراضی در منطقه مطالعاتی دیده شده است. در مناطق شهری و در بعضی از تاریخ‌ها (مثلاً در اردیبهشت ماه، شهریورماه، مهرماه) روش IMW بیشترین مقادیر LST را داشته است.

کاهش سطح خیس شده و به تبع آن، کاهش تبخیر سطحی خاک از جمله دلایل کاهش NDVI در اینگونه مزارع و باغات می‌باشد. همچنین، تغییر نوع گیاهان کشت شده در مزارع و باغات (تغییر الگوی کشت) می‌تواند از دیگر دلایل کاهش NDVI اراضی کشاورزی و مرتعی طی بازه زمانی ۱۳۷۵ تا ۱۳۹۵ باشد.

تغییرات دمای سطح زمین LST

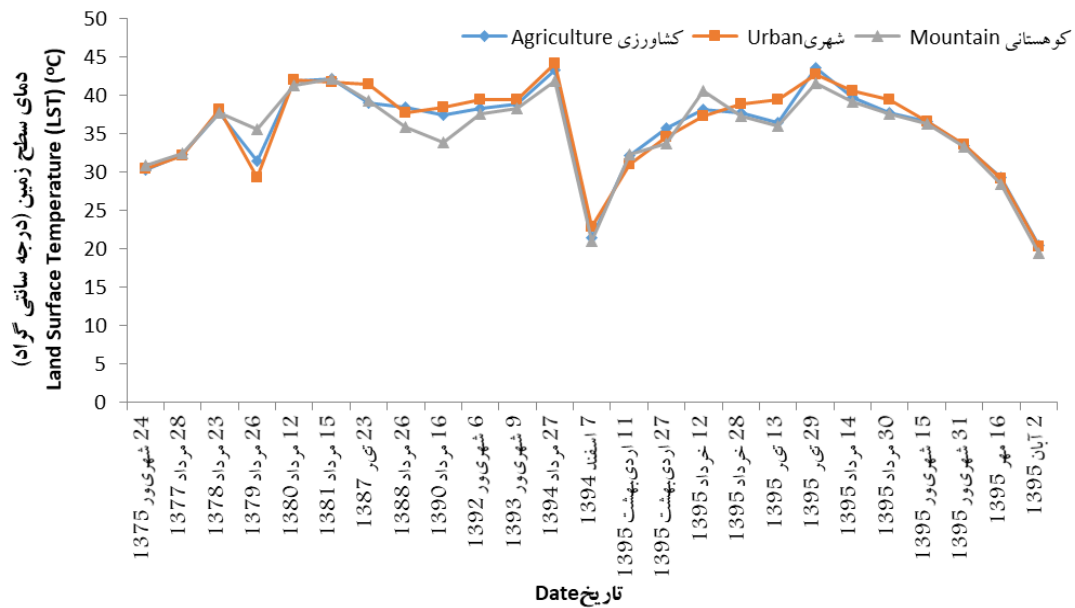
شکل ۶ تعدادی از نقشه‌های دمای سطح زمین (LST) منطقه مطالعاتی برای روزهای مختلف ژوئیه سال ۲۰۱۶ میلادی را نشان می‌دهد. از این نقشه‌ها برای استخراج مقادیر عددی LST در هر یک از کاربری‌های مختلف اراضی (شهری، کوهستانی، مرتعی و کشاورزی) استفاده شده است.

براساس مطالعات انجام شده دمای سطح زمین (LST) در کاربری‌های مختلف اراضی طی دوره آماری ۱۳۷۵ تا ۱۳۹۵، میانگین دمای سطح زمین در کل منطقه مطالعاتی ۳۴/۲ درجه سانتی‌گراد بوده است که بطور میانگین بین ۱۷/۹ تا ۴۹/۰ درجه سانتی‌گراد در مناطق مختلف آن دارای تغییرات زمانی و مکانی بوده است. بیشترین و کمترین مقادیر میانگین دمای سطح زمین به ترتیب در کاربری‌های شهری و کوهستانی مشاهده گردیده است. همچنین، مناطق شهری

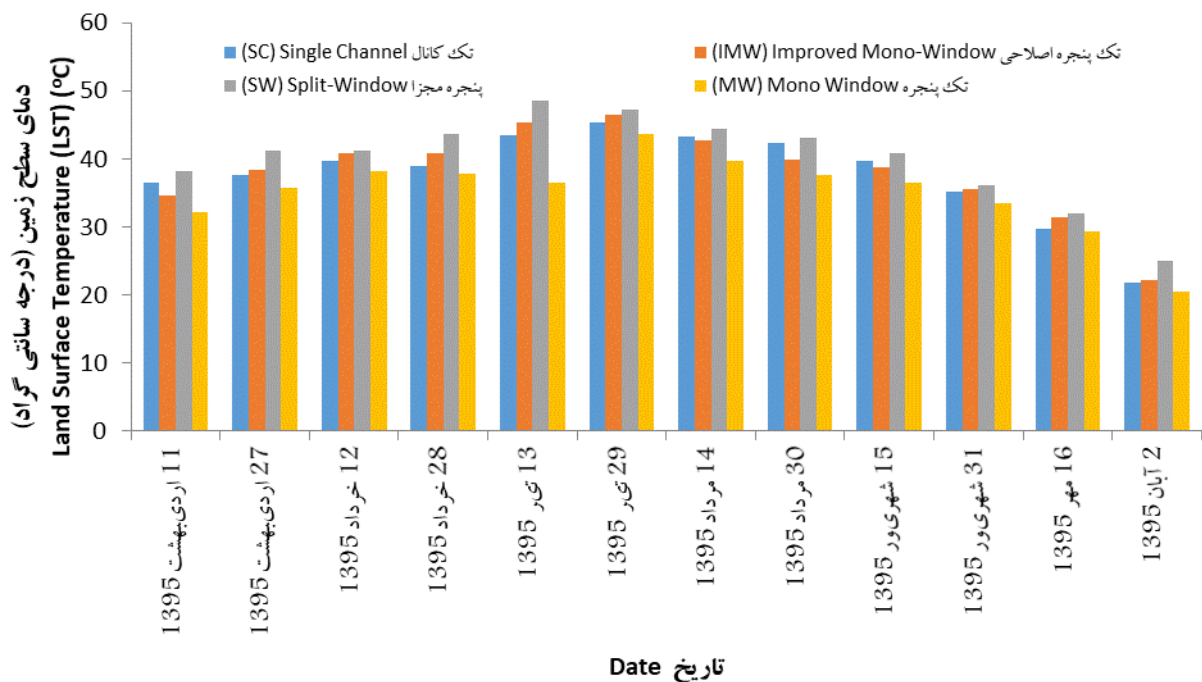


شکل ۶- تعدادی از نقشه‌های دمای سطح زمین (LST) منطقه مطالعاتی برای روزهای مختلف ژوئیه سال ۲۰۱۶ میلادی

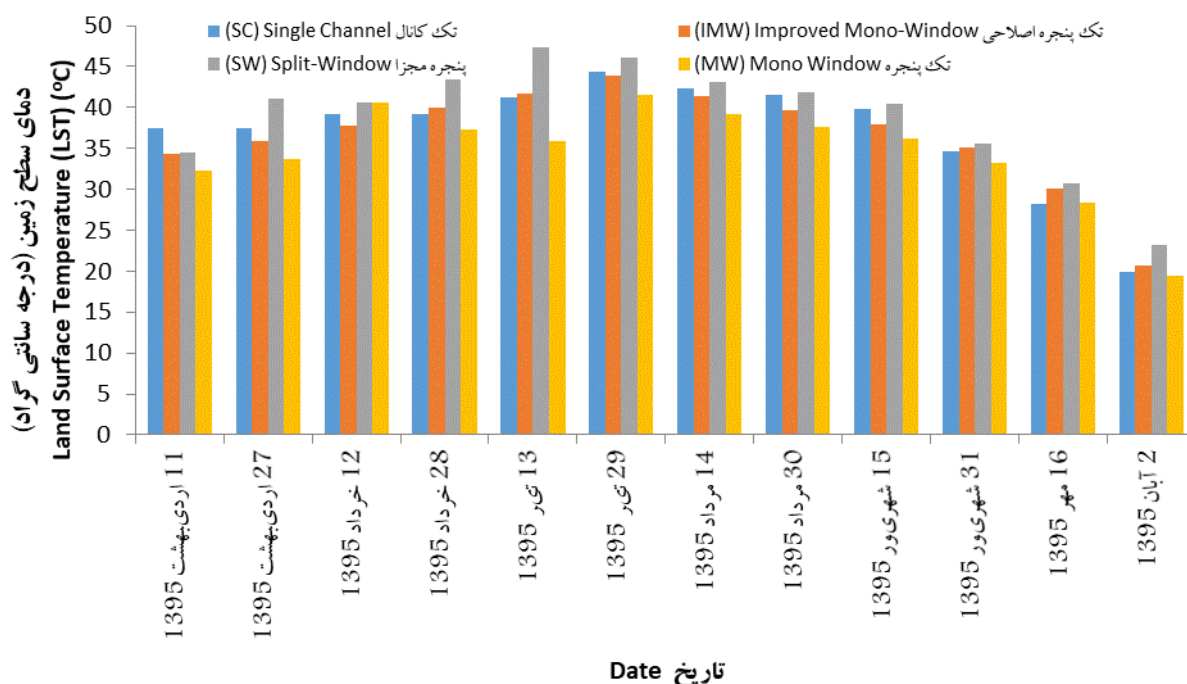
Figure 6- A number of Land Surface Temperature (LST) maps for different Julian dates in 2016



شکل ۷- مقایسه تغییرات زمانی میانگین دمای سطح زمین (LST) در اراضی شهری، کوهستانی و کشاورزی
Figure 7- Comparison time variation of Land Surface Temperature (LST) in urban, mountainous and agricultural lands

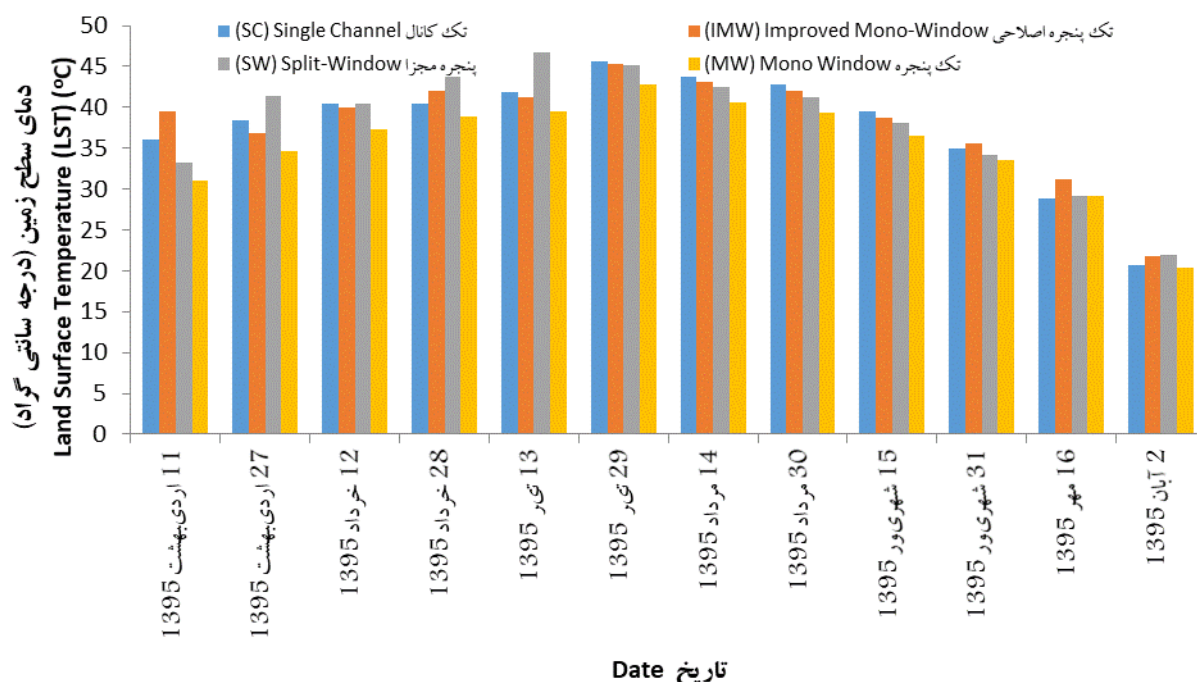


شکل ۸- مقایسه میانگین دمای سطح زمین (LST) محاسبه شده به روش‌های مختلف (SC, IMW, SW, MW) در اراضی مرتعی و کشاورزی
Figures 8- The comparison of the Land Surface Temperature (LST) calculated in different methods (SC, IMW, SW, MW), in the rangelands and agriculture area



شکل ۹- مقایسه میانگین دمای سطح زمین (LST) محاسبه شده به روش‌های مختلف (SC, IMW, SW, MW) در مناطق کوهستانی

Figures 9- The comparison of the Land Surface Temperature (LST) calculated in different methods (SC, IMW, SW, MW) in the mountainous areas



شکل ۱۰- مقایسه میانگین دمای سطح زمین (LST) محاسبه شده به روش‌های مختلف (SC, IMW, SW, MW) در مناطق شهری

Figures 10- The comparison of the Land Surface Temperature (LST) calculated in different methods (SC, IMW, SW, MW) in the urban areas

به منظور مقایسه روش‌های مختلف محاسبه LST و انتخاب بهترین روش، باید از نتایج ایستگاه‌های زمینی در تاریخ و ساعت

برداشت تصاویر ماهواره استفاده شود. با مراجعه به متادیتای تصاویر اخذ شده، مشاهده شد که گذر ماهواره از منطقه مطالعاتی عمدتاً در ساعت ۶:۳۰ به وقت گرینویچ بوده و ایستگاه‌های معدودی درجه حرارت را در زمان مذکور ثبت می‌نمایند. در این خصوص از آمار ایستگاه‌های شاخص مشهد، قوچان و درگز به عنوان شاخص مناطق شهری، کشاورزی و کوهستانی استفاده شد و متوسط درجه حرارت در زمان گذر سنجنده (ساعت ۶:۰۰) از سایت سازمان هواشناسی اخذ گردید. نتایج تحلیل آماری درجه حرارت ایستگاه شاخص و LST محاسبه شده از روش‌های مختلف، نشان داد که در مناطق شهری، از بین روش‌های مختلف تعیین LST، بیشترین همبستگی‌ها بین دمای هوا و LST محاسباتی به روش تک کاناله یا SC دیده شده است ($R^2=0.964$). در مناطق کوهستانی، بیشترین همبستگی‌ها بین دمای هوا و LST محاسباتی به روش تک پنجره اصلاحی یا IMW دیده شده است ($R^2=0.951$). بطور مشابه، در مناطق کشاورزی و مرتعی نیز بیشترین همبستگی‌ها بین دمای هوا و LST محاسباتی به روش تک پنجره اصلاحی یا IMW دیده شده است ($R^2=0.943$). با مقایسه نتیجه محاسبه LST در کاربری‌های مختلف مشاهده شد که در دوره آماری متوسط LST در مناطق شهری ۳۸٫۶۲ درجه سانتی‌گراد بدست آمد. با مقایسه اعداد فوق مشاهده شد که درجه حرارت در مناطق شهری بطور متوسط ۱٫۶۸ درجه نسبت به مناطق کوهستانی و ۰٫۲۸ درجه در مناطق کشاورزی بالاتر بوده است که مربوط به اثر جزیره حرارتی است. و با توجه به اینکه این اطلاعات از دوره آماری شهریور ۹۲ تا آبان ۹۵ بدست آمده (روش‌های منتخب صرفاً از طریق تصاویر این سالها قابل استخراج است) لذا این اختلاف درجه حرارت قابل تأمل بوده و لزوم برنامه‌ریزی دقیق‌تر در مدیریت شهر مشهد به منظور اجتناب از مخاطرات جزایر حرارتی کلان شهرها مشاهده می‌گردد.

نتیجه‌گیری

در منطقه مطالعاتی، روند عمومی تغییرات شاخص NDVI طی سالهای ۱۳۷۵ تا ۱۳۹۵ بصورت نزولی بوده است. کاهش درصد پوشش‌های گیاهی در بخش‌های مختلف از جمله کشاورزی و مرتع، تغییر نوع پوشش گیاهی (الگوی کشت) در بخش‌های کشاورزی و

منابع

فضای سبز شهری از جمله دلایل کاهش شاخص NDVI در منطقه مشهد است. در مناطق کوهستانی، از بین رقتن پوشش‌های گیاهی موجود در عرصه‌های کوهستانی و تغییر کاربری آنها از جمله دلایل کاهش سبزینه در این مناطق است. در مناطق مرتعی و کشاورزی، روند کاهش NDVI طی بازه زمانی ۱۳۷۵ تا ۱۳۹۵ بدلیل کاهش سطوح مرتعی و کشاورزی طی بازه زمانی مذکور و همچنین کاهش سطوح مزارع و باغاتی که در گذشته به روش غرقابی آبیاری می‌شده‌اند و اکنون بهینه شده و یا به روش‌های آبیاری نوین مجهزند می‌باشد. نتایج این پژوهش نشان داد که میانگین دمای سطح زمین (LST) منطقه مطالعاتی در روزهای تحت بررسی، ۳۴/۲ درجه سانتی‌گراد براد بوده است که بطور میانگین بین ۱۷/۹ تا ۴۹/۰ درجه سانتی‌گراد در مناطق مختلف آن دارای تغییرات زمانی و مکانی بوده است. بیشترین و کمترین مقادیر میانگین دمای سطح زمین به ترتیب در کاربری‌های شهری و کوهستانی مشاهده گردیده است. همچنین، مناطق شهری دارای تفاوت دمای سطح زمین (LST) نسبت به سایر کاربری‌ها می‌باشد. نتایج استفاده از الگوریتم‌های مختلف محاسبه LST در دشت مشهد نشان داد که روش پنجره مجزا (SW) نسبت به سایر روش‌ها مقادیر بالاتری از LST را ارائه می‌دهد. سپس روش‌های تک کاناله (SC)، تک پنجره اصلاحی (IMW) و تک پنجره (MW) به ترتیب مقادیر کمتری از LST را ارائه کرده‌اند. همین روند تقریباً در تمامی کلاس‌های کاربری اراضی در منطقه مطالعاتی دیده شده است. همچنین مشخص شد که در مناطق شهری، از بین روش‌های مختلف تعیین LST، بیشترین همبستگی‌ها بین دمای هوا و LST محاسباتی به روش تک کاناله یا SC دیده شده است. در مناطق کوهستانی، بیشترین همبستگی‌ها بین دمای هوا و LST محاسباتی به روش تک پنجره اصلاحی یا IMW دیده شده است و بطور مشابه، در مناطق کشاورزی و مرتعی نیز بیشترین همبستگی‌ها بین دمای هوا و LST محاسباتی به روش تک پنجره اصلاحی یا IMW دیده شده است. در یک دوره سه ساله تعیین LST درجه حرارت مناطق شهری بطور متوسط ۱٫۶۸ درجه نسبت به مناطق کوهستانی و ۰٫۲۸ درجه نسبت به مناطق کشاورزی گرمتر بود که لزوم برنامه‌ریزی مناسب جهت کنترل مخاطرات شهرنشینی در کلانشهرها را نمایان می‌نماید.

1. U.S. Environmental Protection Agency. 2014. Climate change indicators in the United States, Third edition. EPA 430-R-14-004.
2. Parry M., Parry ML., Canziani O., Palutikof J., Van der Linden P., and Hanson C. 2007. Climate change 2007-impacts, adaptation and vulnerability: Working group II contribution to the fourth assessment report of the IPCC. Cambridge University Press.

3. Han JY., Baik JJ., and Lee H. 2014. Urban impacts on precipitation. *Asia-Pacific Journal of Atmospheric Sciences* 50(1):17-30.
4. AghaKouchak A., Cheng L., Mazdiyasni O., and Farahmand A. 2014. Global warming and changes in risk of concurrent climate extremes: Insights from the 2014 California drought. *Geophysical Research Letters*. 41(24): 8847-52.
5. Sanderson M.G., Hemming D.L., and Betts R.A. 2011. Regional temperature and precipitation changes under high-end (≥ 4 C) global warming. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences* 369(1934): 85-98.
6. Delpla I., Jung A.V., Baures E., Clement M., and Thomas O. 2009. Impacts of climate change on surface water quality in relation to drinking water production. *Environment International* 35(8): 1225-33.
7. Wilby R.L., Whitehead P.G., Wade A.J., Butterfield D., Davis R.J., and Watts G. 2006. Integrated modelling of climate change impacts on water resources and quality in a lowland catchment: River Kennet, UK. *Journal of Hydrology* 330(1-2): 204-20.
8. Dabbaghian Amiri M. 2012. Island Thermal Challenges for the Urban Environment and Solutions to Reduce its Impacts. Sazez University of Applied Sciences. First Regional Conference on Architecture and Urban Development. (In Persian)
9. Mousavi Baighi M., Ashraf B., Farid Hosseini A., and Meyanabadi A. 2012. Checking the Thermal Island of Mashhad using satellite imagery and fractal theory. *Geography Magazine and Environmental Hazards* 1: 35-49. (In Persian)
10. Grimm N.B., Faeth S.H., Golubiewski N.E., Redman C.L., Wu J., Bai X., and Briggs J.M. 2008. Global change and the ecology of cities. *Science* 319(5864): 756-60.
11. Song X., Zhang J., AghaKouchak A., Roy SS., Xuan Y., Wang G., He R., Wang X., and Liu C. 2014. Rapid urbanization and changes in spatiotemporal characteristics of precipitation in Beijing metropolitan area. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 119(19): 11-250.
12. Creamean J.M., Suski K.J., Rosenfeld D., Cazorla A., DeMott P.J., Sullivan R.C., White A.B., Ralph F.M., Minnis P., Comstock J.M., and Tomlinson J.M. 2013. Dust and biological aerosols from the Sahara and Asia influence precipitation in the western US. *Science* 339(6127):1572-8.
13. Kustas W., and Anderson M. 2009. Advances in thermal infrared remote sensing for land surface modeling. *Agricultural and Forest Meteorology* 149(12): 2071-81.
14. Leuning R., Kelliher FM., De Pury D.G., and Schulze E.D. 1995. Leaf nitrogen, photosynthesis, conductance and transpiration: scaling from leaves to canopies. *Plant, Cell & Environment* 18(10): 1183-200.
15. Jiménez-Muñoz J.C., Cristóbal J., Sobrino J.A., Sòria G., Ninyerola M., and Pons X. 2008. Revision of the single-channel algorithm for land surface temperature retrieval from Landsat thermal-infrared data. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 47(1): 339-49.
16. Barsi J.A., Barker J.L., and Schott J.R. 2003. An atmospheric correction parameter calculator for a single thermal band earth-sensing instrument. In *IGARSS 2003. 2003IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium. Proceedings (IEEE Cat. No. 03CH37477)* (5: 3014-3016). IEEE.
17. Wang F., Qin Z., Song C., Tu L., Karnieli A., and Zhao S. 2015. An improved mono-window algorithm for land surface temperature retrieval from Landsat 8 thermal infrared sensor data. *Remote Sensing* 7(4): 4268-89.
18. Yu X., Guo X., and Wu Z. 2014. Land surface temperature retrieval from Landsat 8 TIRS—Comparison between radiative transfer equation-based method, split window algorithm and single channel method. *Remote Sensing* 6(10):9829-52.
19. Sobrino J.A., Li Z.L., Stoll M.P., and Becker F. 1996. Multi-channel and multi-angle algorithms for estimating sea and land surface temperature with ATSR data. *International Journal of Remote Sensing* 17(11): 2089-114.
20. Michael Casey. NASA: Alarming Water Loss in Midle East [Internet]. New York: Associated Press; 2013[2013 February 13th]. Available from: <http://www.weather.com/news/climate/news/middle-east-vanishing-water-20130213>
21. Cristóbal J., Jiménez-Muñoz J.C., Sobrino J.A., Ninyerola M., and Pons X. 2009. Improvements in land surface temperature retrieval from the Landsat series thermal band using water vapor and air temperature. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 114(D8).
22. Jiménez-Muñoz J.C., Sobrino J.A., Skoković D., Mattar C., and Cristóbal J. 2014. Land surface temperature retrieval methods from Landsat-8 thermal infrared sensor data. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters* 11(10): 1840-3.



Evaluation and Separation between Urban Heat Island and Global Warming in Mashhad Region

H. Bondar¹- M. Mousavi Baygi^{*2}-B. Ghahraman³

Received: 09-04-2019

Accepted: 07-12-2020

Introduction: In arid and semi-arid regions such as Iran, water is the most important limiting factor in economic development, and its management is of high importance. In recent years, due to irrigation expansion, low productivity in agricultural sector, and the rainfall shortage, water resources have been adversely affected in Iran. Undoubtedly, global warming in arid and semi-arid countries has increased the need for aquatic plants and the severity of drinking water shortages, making it more difficult to plan for limited resources. Studying the spatial and temporal changes of evapotranspiration is essential for the comprehensive planning of water management in Mashhad and providing an appropriate solution for optimal use of available water resources. However, spatiotemporal analysis of evapotranspiration regardless of the phenomenon of global warming and thermal island leads to unrealistic results. Therefore, the aim of this study was to address these shortcomings in previous studies in Mashhad. The specific objectives were: temporal analysis of evapotranspiration in the existing statistical period and estimation of annual evapotranspiration volume with respect to global warming, investigating the effect of global warming factors and thermal island on evapotranspiration and eventually water resources management in Mashhad.

Materials and Methods: This study was carried out in Mashhad, city of Khorasan Razavi province with an area of 204 square kilometers, in northeastern Iran. Satellite imagery used for this research was a time series from Landsat 5 (TM sensor), Landsat 7 (ETM+) and Landsat 8 (OLI and TIRS sensors) from 1996 to 2016. The selected images for 2016 consisted of a time series of 13 images and a 16-day interval. After receiving satellite imagery, the performance of atmospheric corrections was evaluated based on FLAASH and TAC methods for reflective and thermal bands, respectively. The radiometric correction of images and reflection calculation of reflection was also conducted for bands 4 and 5 (values of ρ) and radiations of thermal bands 10 and 11 (Lsen values) in the ILWIS software environment. Then, the temperature of the vegetation was calculated using different methods of determining the surface temperature (LST).

Result and Discussion: The results showed that, on average, NDVI values in urban, mountainous and agricultural classes were 0.39, 0.37, and 0.4, respectively. However, the lowest and largest absolute value of NDVI were, respectively, 0.29 and 0.82, both of which are obtained in agricultural lands. The mean land surface temperature (LST) was 34.2 °C during days, which had a time and spatial variation between 17.9 to 49.4 °C in different regions. The highest and lowest mean LST was observed in urban and mountainous applications, respectively. Urban areas also had a significant difference in LST compared to other land uses due to the type of land cover in urban areas (mainly asphalt, stone, brick, cement, iron, etc.) and activities such as vehicle traffic, smoke and heat from factories and industries. The Split-Window (SW) method gave higher LST values compared with other methods. Then, the single-channel (SC), Improved Mono-Window (IMW) and single-window (MW) methods provided lower amounts of LST. The same trend was observed in almost all land use classes in the study area. It was also found that in urban areas, the strongest correlation between air temperature and LST was calculated by applying SC ($R^2 = 0.937$). In mountainous regions, the highest correlation between air temperature and computed LST was found for the IMW ($R^2 = 0.951$). Similarly, in the agro-rangeland areas, the highest correlation between air temperature and computed LST was obtained by IMW ($R^2 = 0.953$).

Conclusion: In the study area, the general trend of NDVI index was declining between 1996 and 2016. Reducing the percentage of vegetation cover in different sectors such as agriculture and rangeland, changing the type of vegetation (crop pattern) in agricultural sector and urban green spaces are the reasons for decreasing

1, 2 and 3- Ph.D. Student and Professors, Department of Water Science and Engineering, Ferdowsi University of Mashhad, respectively.

(*- Corresponding Author Email:mousavib@um.ac.ir)

DOI: 10.22067/jsw.2020.14683.0

NDVI index in Mashhad region. The average LST was 34.2 °C in the days, which had a time and spatial variation between 17.9 to 49 °C in different regions. The maximum and minimum average LST was observed in urban and mountainous regions, respectively. The SW provided higher LST values compared to other methods. The SC, IMW and MW methods, however, provided lower LST values. The same trend was observed in almost all land use classes in the study area. It was also found that in urban areas, the highest correlation between air temperature and LST was found by using SC ($R^2=0.937$). In mountainous regions, the strongest correlations between air temperature and LST was observed by using the Split Window Algorithm (SW) Improved Mono-Window (IMW) ($R^2=0.951$). Similarly, in the agricultural and rangeland areas, the highest correlation between air temperature and LST was observed using the Split Window (SW) Improved Mono-Window (IMW) ($R^2=0.953$).

Keywords: Evaporation, Heating, Heat, Transpiration, Water

Contents

The Response of Berseem Clover to Inoculation of <i>Rhizobium trifolii</i> and Arbuscular Mycorrhizal Fungi in Cadmium Contaminated Soils	18
L. Qasemifar- A. Golchin - F. Rakhsh	
Efficiency of the Volumetric Replacement Method in Estimating Rill Erosion under Different Slopes and Soil Textures in Semi-Arid Region, Zanzan Province	32
A.R. Vaezi- E. Mohammadi- N. Sadeghian	
Organic and Inorganic Carbon Storage in the Soils of Sardooeyeh Semi-arid Region in South of Kerman	48
H.R. Rafiei - A. Jafari- A. Heidari- M.H. Farpoor- A. Abbasnejad	
Micronutrients Concentrations in Bread Wheat Cultivars with Different Zn-Efficiency under Zn Deficient and Zn Sufficient Conditions	65
M. Niazkhani - B. Abdollahi Mandoulakani- M. Jafari- M.H. Rasouli-Sadaghiani	
Mapping of Water Erosion and Deposition Affected by Different LS Algorithms Using WaTEM/SEDEM Model	82
H. Neisi - A. Khademalrasoul- H. Amerikhah	
Effect of <i>Thiobacillus</i>, Sulfur and Phosphorus on Population of Phosphate Solubilizing Bacteria in Soil	93
A.R. Fallah Nosratabad - M. Habibi	
The Effect of Irrigation with Magnetized Water on the Symbiosis Between Soybean and Rhizobium	106
A. Aliverdi - S. Karami- H. Hamami	
Determination of Soil Physical Quality Index in Medium to Coarse-textured Soils of Khorasan-Razavi Province	119
M. Zangiabadi - M. Gorji - P. Keshavarz	
Study of Adsorption Isotherm of Copper and Zinc on Humic Acid Extracted from Soil	136
M. Anoosha – A. Forghani	
Evaluation and Separation between Urban Heat Island and Global Warming in Mashhad Region	151
H. Bondar - M. Mousavi Baygi-B. Ghahraman	

WATER AND SOIL

(AGRICULTURAL SCIENCES AND TECHNOLOGY)

Vol . 35

No. 1

2021

Published by: Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Iran

Manager in Charge: Valizadeh, R. (Ruminant Nutrition) Prof., Ferdowsi University of Mashhad

Editor in Chief: Fotovat, A. (Soil Science) Prof., Ferdowsi University of Mashhad

Editorial Board:

Alizadeh, A.	Irrigation and Drainage	Prof., Ferdowsi University of Mashhad
Fotovat, A.	Soil Science	Prof., Ferdowsi University of Mashhad
Ghadiri, H.	Soil Science	Prof. Griffith University
Kamali, Gh.	Agricultural Meteorology	Assoc. Prof., Islamic Azad University, Tehran
Khorassani, R.	Soil Science	Assoc. Prof., Ferdowsi University of Mashhad
Khormali, F.	Soil Science	Prof., Agricultural Sciences & Natural Resources University of Gorgan
Lakzian, A.	Soil Science	Prof., Ferdowsi University of Mashhad
Liaghat, A.	Irrigation and Drainage	Prof., University of Tehran
Mosaedi, A.	Irrigation and Civil Eng.	Prof., Ferdowsi University of Mashhad
Mousavi Baygi, M	Agricultural Meteorology	Prof., Ferdowsi University of Mashhad
Oustan, Sh.	Soil Science	Prof., Tabriz University
Taghvaeian, S.	Irrigation	Assoc. Prof., Oklahoma University

Publisher: Ferdowsi University of Mashhad

Address: Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Iran

P.O. Box: 91775- 1163

Fax: +98 51 8787430

E-Mail: jswa3@um.ac.ir

Web Site: <http://jm.um.ac.ir>

Journal of Water and Soil is published bimonthly (six issues per year).